

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur

L'otarie de Steller *Eumetopias jubatus*

au Canada



PRÉOCCUPANTE
2013

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 60 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2003. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 50 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

BIGG, M.A. 1987. COSEWIC status report on the Steller sea lion *Eumetopias jubatus* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 63 p.

Note de production :

Le COSEPAC aimerait remercier Andrew W. Trites, qui a rédigé le rapport de situation sur l'otarie de Steller, *Eumetopias jubatus*, au Canada, dans le cadre d'un contrat passé avec Environnement Canada. Ce rapport a été supervisé et révisé par Jane Watson et Hal Whitehead, coprésidents du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

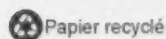
Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Télec. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
<http://www.cosepac.gc.ca>

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Steller Sea Lion *Eumetopias jubatus* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Otarie de Steller — photo: A.W. Trites.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014.
N° de catalogue CW69-14/687-2014F-PDF
ISBN 978-0-660-22073-4





COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2013

Nom commun

Otarie de Steller

Nom scientifique

Eumetopias jubatus

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

Cette espèce est limitée à seulement cinq localités de reproduction (consistant en 7 roqueries) en Colombie-Britannique qui occupent moins de 10 km², avec environ 70 % des naissances se produisant à une seule localité (îles Scott). La population est en croissance, mais l'espèce est sensible aux perturbations d'origine humaine lorsqu'elle est sur terre et vulnérable aux catastrophes comme les déversements majeurs d'hydrocarbures en raison de la très grande concentration de ses rassemblements de reproduction. L'espèce se qualifie presque pour la catégorie « menacée », mais elle s'est rétablie de l'abattage sélectif mené par le passé et de la persécution délibérée.

Répartition

Colombie-Britannique, Océan Pacifique

Historique du statut

Espèce désignée « non en péril » en avril 1987. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en novembre 2003 et en novembre 2013.



COSEPAC Résumé

Otarie de Steller *Eumetopias jubatus*

Description et importance de l'espèce sauvage

L'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*), ou lion de mer de Steller, est le plus gros membre de la famille des Otariidés et le seul représentant existant de son genre. Deux sous-espèces sont définies d'après les tendances morphologiques, démographiques et génétiques : *E. j. jubatus* (Asie, îles Aléoutiennes et golfe d'Alaska) et *E. j. monteriensis* (sud-est de l'Alaska, Colombie-Britannique, État de Washington, Oregon et Californie), couramment désignées sous les appellations de populations de l'Ouest et de l'Est, respectivement. Seul l'*E. j. monteriensis* est présente au Canada.

L'otarie de Steller, la plus grande espèce d'otarie, présente un dimorphisme sexuel important. En moyenne, les adultes femelles mesurent de 2,1 à 2,4 m et pèsent de 200 à 300 kg, et les adultes mâles atteignent une longueur de 2,7 à 3,1 m et une masse de 400 à 800 kg. Les petits, qui naissent de la fin mai au début juillet, pèsent de 16 à 23 kg à la naissance.

Il s'agit du seul Otariidé qui se reproduit et vit à l'année dans les eaux canadiennes. La plus vaste roquerie (rassemblement pour la reproduction) d'otaries de Steller se trouve à l'île Triangle, en Colombie-Britannique. L'espèce contribue à l'industrie touristique et pourrait être un important indicateur de la santé de l'écosystème côtier en raison de sa vaste répartition, de sa longue durée de vie et de sa position proche du sommet de la chaîne trophique.

Répartition

L'otarie de Steller vit dans les eaux côtières subarctiques froides du nord de l'océan Pacifique, depuis le sud de la Californie jusqu'au détroit de Béring, puis le long de la côte asiatique jusqu'au Japon. Les individus se trouvent généralement à moins de 15 km de la côte durant l'été, mais ils peuvent se déplacer à plus de 200 km de la côte en hiver. Ils ne sont pas migrateurs, mais peuvent s'éloigner considérablement des roqueries.

Habitat

Les otaries de Steller fréquentent 3 types de sites terrestres : 1) les roqueries où les animaux convergent de mai à août pour mettre bas, s'accoupler et allaiter les petits; 2) les échoueries permanentes, occupées toute l'année, qui peuvent servir de site de reproduction; 3) les échoueries hivernales, utilisées moins souvent et principalement durant les mois d'hiver. Au Canada, on observe des otaries de Steller dans environ 40 aires de repos (échoueries), mais dans seulement 5 sites de reproduction (roqueries) – dont 2 ont été établis depuis 2008. Ces 5 rassemblements couvrent une superficie de moins de 10 km² de terre. Les otaries vont à terre de façon régulière au cours de l'année, entre les sorties d'alimentation, et sont très grégaires lorsqu'elles sont sur la terre ferme. En mer, la plupart des otaries de Steller se nourrissent sur le plateau continental et le rebord de celui-ci, dans des eaux de moins de 400 m de profondeur.

Biologie

L'otarie de Steller est une espèce polygyne. La femelle atteint la maturité sexuelle entre 3 et 6 ans et donne naissance à un seul petit, en général chaque année, qu'elle allaite généralement pendant un peu moins de 1 an, et occasionnellement de 2 à 4 ans. La longévité est d'environ 14 ans pour les mâles et de 22 ans pour les femelles, et l'âge moyen des individus reproducteurs (mâles et femelles) est de 10-11 ans. En Colombie-Britannique, les proies préférées de l'espèce sont le hareng du Pacifique, le merlu du Pacifique, le lançon gourdeau, les saumons, l'aiguillat commun, l'eulakane, la sardine du Pacifique, les sébastes, les poissons plats, les raies, les calmars et les pieuvres.

Taille et tendances des populations

En 2010, on a dénombré 5 485 petits en Colombie-Britannique. Dans cette province, la population totale (y compris les petits) était d'environ 32 000 individus au cours de la saison de reproduction et d'environ 48 000 individus au cours de l'hiver, avec l'arrivée d'animaux qui s'étaient dispersés jusqu'au sud-est de l'Alaska et en Oregon. Le nombre d'individus ayant atteint la maturité sexuelle durant l'été était d'environ 11 400 (soit 40 % de la population). Près de 60 % des otaries se trouvent dans les roqueries au cours de l'été (y compris les petits), et la population restante est observée aux échoueries.

Des hausses de la population ont été observées depuis le début de la mise en œuvre de mesures de protection des otaries de Steller, en 1970, mais ces hausses se sont surtout produites après 1990. Le nombre d'individus adultes dans les roqueries et les échoueries était stable de 1971 à 1983, et a augmenté à un taux moyen de 4,7 % à partir du milieu des années 1980. En comparaison, la hausse du nombre de petits a été plus lente, avec un taux annuel de 1,7 % de 1971 à 1994, et de 7,3 % depuis le milieu des années 1990. Cette augmentation a multiplié, par un facteur de 4 à 5, la taille de la population d'otaries de Steller en Colombie-Britannique depuis les années 1970. De plus, 2 nouvelles roqueries se sont établies naturellement, et le nombre d'échoueries

permanentes a doublé. En 2010, la population semblait légèrement plus élevée qu'avant la mise en œuvre de programmes de récolte et de lutte contre les prédateurs, au début des années 1900.

Menaces et facteurs limitatifs

À ce jour, aucune menace réelle ou imminente connue ne pèse sur les otaries de Steller. Les otaries de Steller peuvent être tuées ou blessées par les tirs, les prises accidentelles dans les engins de pêche, les débris dans lesquels elles peuvent se prendre, les déversements majeurs d'hydrocarbures, les contaminants environnementaux ainsi que par le déplacement et la dégradation de son habitat. L'espèce est également sujette à la maladie, aux fluctuations des populations de proies et à la prédation par l'épaulard. Des propositions relatives à l'augmentation du trafic des pétroliers dans l'habitat principal des otaries ont été faites, et les déversements majeurs d'hydrocarbures pourraient tuer un grand nombre d'otaries à proximité de leurs échoueries et de leurs cinq sites de reproduction (les îles Scott, le cap St. James, les rochers Garcin, l'île Banks et les rochers Virgin).

Protection, statuts et classements

Depuis 1970, les otaries de Steller sont protégées par divers règlements pris aux termes de la *Loi sur les pêches* et mis en application par le ministère des Pêches et des Océans. L'un des cinq sites de reproduction situés en Colombie-Britannique, au cap St. James, est protégé en vertu de la *Loi sur les parcs nationaux*, et le site de reproduction des îles Scott fait partie d'une réserve écologique de la Colombie-Britannique. Initialement désignée espèce non en péril par le COSEPAC en 1987, l'otarie de Steller a été réévaluée et désignée espèce préoccupante en novembre 2003, et elle est protégée en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* à ce titre. Le COSEPAC a réexaminé son statut et l'a désignée espèce préoccupante en novembre 2013. L'espèce fait partie de la liste bleue du centre de conservation des données (Conservation Data Centre) du gouvernement de la Colombie-Britannique.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Eumetopias jubatus

Otarie de Steller

Répartition au Canada : océan Pacifique (Colombie-Britannique)

Steller Sea Lion

Données démographiques

Durée d'une génération (calculée à partir de la table de survie de la population grandissante d'otaries de Steller du sud-est de l'Alaska et en présumant que les mâles reproducteurs ont de 9 à 13 ans, et les femelles, de 4 à 20 ans).	10-11 ans (femelles); 10-11 ans (mâles)
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre total d'individus matures?	Non
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations].	Aucun déclin
Pourcentage estimé d'augmentation du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations (pourcentage inféré d'après les changements du nombre de petits nés entre 1977 et 2010).	> 450 % au cours des 33 dernières années (1977-2010)
Pourcentage prévu d'augmentation du nombre total d'individus matures au cours des dix prochaines années [ou trois prochaines générations].	Inconnu
Pourcentage estimé d'augmentation du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur (pourcentage inféré d'après les changements du nombre de petits nés entre 1977 à 2010).	> 450 % au cours des 33 dernières années (1977-2010)
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	Aucun déclin en cours
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence (La zone d'occurrence est fondée sur la présence d'otaries de Steller sur la plus grande partie du plateau continental et du rebord de celui-ci, en Colombie-Britannique.)	~ 65 000 km ²
Indice de zone d'occupation (IZO) (La totalité de la zone terrestre des cinq sites de reproduction, soit sept roqueries.) Il est à noter que la zone de reproduction de chacune des 7 îles et rochers est plus petite que la dimension de la grille minimale (2 x 2 km) utilisée par le COSEPAC pour calculer l'index de zone d'occupation. De plus, les otaries sont incapables d'utiliser la plus grande partie de la surface des îles et des rochers qui constituent les roqueries à cause de l'inclinaison du terrain. Ainsi, la zone réelle utilisée par les otaries de Steller pour la reproduction (< 10 km ²) est beaucoup plus petite que l'index de la zone d'occupation calculée.	28 km ²
La population totale est-elle gravement fragmentée?	Non

Nombre de localités	5 principaux sites de reproduction (certains comptent plus d'une roquerie)
Y a-t-il un déclin continu observé de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu observé de l'indice de zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de populations?	Non
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de localités?	Non
Y a-t-il un déclin continu observé de l'étendue et de la qualité de l'habitat?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque population

Population	Nombre d'individus matures
40 % de la population (individus reproducteurs) canadienne en 2010. (Il est à noter que le nombre réel pourrait être plus bas si les territoires ne sont pas tous défendus par des mâles.)	~ 11 400 (de 10 800 à 11 800)

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins	Inconnue
---	----------

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Il y a possibilité de déversements graves d'hydrocarbures à proximité des roqueries et des échoueries qui pourraient entraîner la mort d'un grand nombre d'otaries de Steller.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Statut des populations de l'extérieur <ul style="list-style-type: none"> États-Unis (sud-est de l'Alaska, État de Washington, Oregon, Californie) 	En croissance
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Probablement
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?	Probablement

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non
--	-----

Historique du statut

COSEPAC :

Espèce désignée « non en péril » en avril 1987. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en novembre 2003 et en novembre 2013.

Statut et justification de la désignation

Statut : Espèce préoccupante	Code alphanumérique : Sans objet
Justification de la désignation : Cette espèce est limitée à seulement 5 localités de reproduction (consistant en 7 roqueries) en Colombie-Britannique qui occupent moins de 10 km ² , avec environ 70 % des naissances se produisant à une seule localité (îles Scott). La population est en croissance, mais l'espèce est sensible aux perturbations d'origine humaine lorsqu'elle est sur terre et vulnérable aux catastrophes comme les déversements majeurs d'hydrocarbures en raison de la très grande concentration de ses rassemblements de reproduction. L'espèce se qualifie presque pour la catégorie « menacée », mais elle s'est rétablie de l'abattage sélectif mené par le passé et de la persécution délibérée.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. Aucun déclin.
Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : Sans objet. Aucun déclin ni fluctuation.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. Aucun déclin continu.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet. Satisfait presque au critère de la catégorie « menacée », D2, d'après l'indice de zone d'occupation limitée (aires de reproduction au Canada) de moins de 10 km ² ; 5 localités (aires de reproduction au Canada), avec environ 70 % des naissances se produisant à une seule localité; ces rassemblements très concentrés pourraient être touchés par des catastrophes, comme un déversement d'hydrocarbures, même s'il est peu probable que tous soient touchés simultanément.
Critère E (analyse quantitative) : Aucune analyse pertinente.

PRÉFACE

En 2003, le COSEPAC a désigné l'otarie de Steller espèce préoccupante. Elle répondait au critère de la catégorie « menacée » parce qu'il n'y avait que trois localités de reproduction en Colombie-Britannique, mais la population augmentait et il existait un certain potentiel d'immigration de source externe.

La population a continué d'augmenter depuis la dernière évaluation. De plus, deux nouvelles roqueries ont été établies, portant à cinq le nombre de localités de reproduction des otaries de Steller en Colombie-Britannique. Les populations d'otaries de Steller ont également augmenté dans le sud-est de l'Alaska, l'État de Washington, l'Oregon et la Californie.



HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2013)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement
Canada

Environment
Canada

Service canadien
de la faune

Canadian Wildlife
Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur

L'otarie de Steller *Eumetopias jubatus*

au Canada

2013

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE	4
Nom et classification	4
Description morphologique	5
Structure spatiale et variabilité des populations	6
Unités désignables	8
Importance	8
RÉPARTITION	9
Aire de répartition mondiale	9
Aire de répartition canadienne	9
Zone d'occurrence et zone d'occupation	10
Activités de recherche	10
HABITAT	11
Besoins en matière d'habitat	11
Tendances en matière d'habitat	13
BIOLOGIE	13
Cycle vital et reproduction	14
Physiologie et adaptabilité	16
Déplacements et dispersion	17
Relations interspécifiques	18
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS	19
Activités et méthodes d'échantillonnage	19
Abondance	20
Fluctuations et tendances	20
Immigration de source externe	25
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	25
Nombre de localités	33
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS	33
Statuts et protection juridiques	33
Statuts et classements non juridiques	35
Protection et propriété de l'habitat	36
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS	37
SOURCES D'INFORMATION	37
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT	54
COLLECTIONS EXAMINÉES	55
COMMUNICATIONS PERSONNELLES	55

Liste des figures

- Figure 1. Mâle mature parmi un groupe d'otaries de Steller femelles (photo : A.W. Trites)..... 4
- Figure 2. Aire de répartition mondiale de l'otarie de Steller. Les flèches indiquent des roqueries de reproduction, et la ligne pointillée illustre la séparation entre les deux sous-espèces d'otaries de Steller (d'après Loughlin, 1997 et Sease *et al.*, 1999)..... 5

Figure 3.	Emplacement des roqueries (●), des échoueries permanentes (O) et des principales échoueries hivernales (▲) de l'otarie de Steller en Colombie-Britannique (et sur l'île Forrester, en Alaska) (mise à jour de Bigg, 1985).	7
Figure 4.	Répartition saisonnière des otaries de Steller en Colombie-Britannique à l'été 2010 et à l'hiver 2009-2010. Les couleurs indiquent les roqueries (en rouge), les échoueries permanentes (en orange) et les échoueries hivernales (en bleu). La taille des cercles est proportionnelle au nombre moyen d'animaux à chaque site (d'après Olesiuk, 2011).	11
Figure 5.	Nombre total d'otaries de Steller dont l'abattage a été déclaré en Colombie-Britannique dans le cadre de programmes de lutte contre les prédateurs et de récoltes à des fins commerciales de 1913 à 1970. Les données ont été regroupées et additionnées sur des périodes de 5 ans, et les couleurs correspondent aux principales aires de reproduction (données tirées de Bigg, 1984).	21
Figure 6.	Tendances historiques du nombre total d'otaries de Steller (petits et autres) sur les roqueries en Colombie-Britannique. Les roqueries dont on tient compte sont les suivantes : îles Scott (île Triangle, île Sartine et île Maggot), archipel Sea Otter Group (rochers Pearl et Virgin), cap St. James, rochers North Danger et rochers Garcin (données tirées de Olesiuk, 2011 et de Bigg, 1985).	23
Figure 7.	Nombre de petits (sur les roqueries) et d'individus autres que des petits (sur les roqueries et les échoueries permanentes) comptés lors des relevés aériens effectués en Colombie-Britannique de 1971 à 2010. Les droites d'ajustement indiquent les données tirées des modèles de régression log-linéaire par morceaux de Olesiuk (2011).	24

Liste des tableaux

Tableau 1.	Évaluation des menaces pour les otaries de Steller au Canada (d'après le calculateur des menaces du COSEPAC).	26
------------	---	----

Liste des annexes

Annexe 1.	Nombre d'otaries de Steller, les petits exclus, dénombrés dans le cadre de relevés provinciaux réalisés pendant la saison de production, de 1971 à 2010 (données du MPO).	56
Annexe 2.	Nombre de petits de l'otarie de Steller dénombrés dans le cadre des relevés provinciaux réalisés pendant la saison de reproduction, de 1971 à 2010 (données du MPO).	60

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

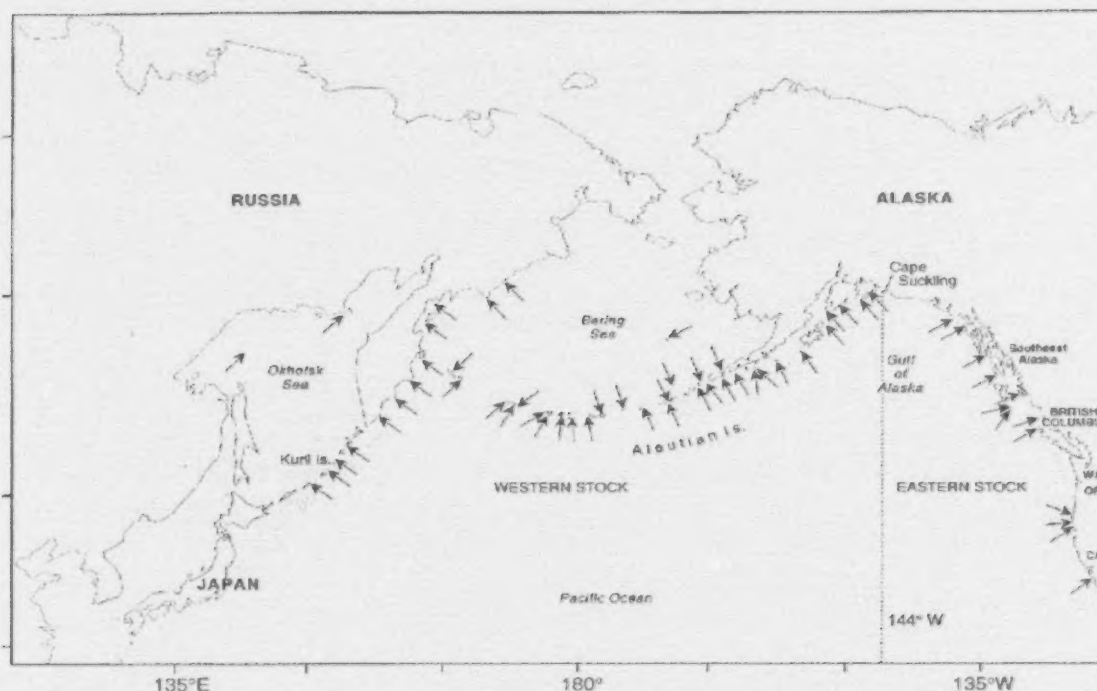
Nom et classification

L'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus* Schreber 1776; voir la figure 1) est le plus gros membre de la famille des Otariidés (ordre des Carnivores, sous-ordre des Pinnipèdes; Kenyon et Scheffer, 1955; Jefferson *et al.*, 1994; Rice, 1998). L'animal est le seul représentant existant de son genre, et porte le nom du naturaliste allemand George Wilhelm Steller qui a décrit l'espèce en 1742 (Miller et Miller, 1848). Les francophones peuvent appeler l'espèce « otarie de Steller » ou « lion de mer de Steller », les anglophones, « Steller's Sea Lion » ou « Northern Sea Lion », les Russes, « sivuch », les Japonais, « todo », les hispanophones, « lobo marino de Steller », les Aléoutes, « qawax » (prononcé « ka-wa »), et les Alutiiqs, « wiinaq ». Son nom scientifique se rapporte au front large et bien développé (*Eumetopias* en grec) et à la présence d'une crinière (*jubatus* en latin).



Figure 1. Mâle mature parmi un groupe d'otaries de Steller femelles (photo : A.W. Trites).

Deux sous-espèces sont définies d'après les tendances morphologiques, démographiques et génétiques : *E. j. jubatus* Schreber 1776 (Asie, îles Aléoutiennes et golfe d'Alaska;) et *E. j. monteriensis* Gray 1859 (sud-est de l'Alaska, Colombie-Britannique, État de Washington, Oregon et Californie; Phillips *et al.*, 2009a; Phillips *et al.*, 2011; Committee on Taxonomy, 2012). Seul l'*E. j. monteriensis* est présent au Canada (voir la figure 2). Les deux sous-espèces sont couramment désignées par les appellations de population de l'Ouest (*E. j. jubatus*) et population de l'Est (*E. j. monteriensis*).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Russia = Russie
 Okhotsk Sea = Mer Okhotsk
 Kuril Is. = Île Kuril
 Japan = Japon
 Bering Sea = Mer de Béring
 Aleutian Is. = Îles Aléoutiennes
 Western Stock = Population de l'Ouest
 Pacific Ocean = Océan Pacifique
 Alaska = Alaska
 Cape Suckling = Cap Suckling
 Gulf of Alaska = Golfe d'Alaska
 Southeast Alaska = Sud-est de l'Alaska
 British Columbia = Colombie-Britannique
 Eastern Stock = Population de l'Est

Figure 2. Aire de répartition mondiale de l'otarie de Steller. Les flèches indiquent des roqueries de reproduction, et la ligne pointillée illustre la séparation entre les deux sous-espèces d'otaries de Steller (d'après Loughlin, 1997 et Sease *et al.*, 1999).

Description morphologique

Les otaries de Steller présentent un dimorphisme sexuel (Fiscus, 1961; Calkins et Pitcher, 1982; Winship *et al.*, 2001). En moyenne, les femelles adultes ont une longueur de 2,1 à 2,4 m et pèsent de 200 à 300 kg. Les mâles adultes sont plus gros, atteignant une longueur de 2,7 à 3,1 m et une masse de 400 à 800 kg; ils peuvent peser plus de 1 100 kg quand ils engraisser avant la période de reproduction. Une « crinière » bien visible de poils rudes se développe sur le cou et la poitrine musclés des mâles matures, et la forme de leur tête a tendance à être robuste, et le museau, plus aplati, que ceux des femelles.

Les petits pèsent de 16 à 23 kg à la naissance, les mâles étant en moyenne 2 kg plus lourds que les femelles (Merrick *et al.*, 1995; Brandon *et al.*, 1996; Winship *et al.*, 2001). Ils naissent avec un lanugo épais d'un brun noirâtre jusqu'à la mue, à l'âge de 3 à 5 mois (Scheffer, 1964; Vania, 1972; Daniel, 2003).

Les juvéniles et les adultes au sec ont une coloration variant du jaune pâle à un ocre clair, et d'un brun chocolat sur la face ventrale et près des nageoires (noires et sans pelage). Lorsqu'elles sont mouillées, les otaries de Steller semblent d'un blanc grisâtre. Le pelage des 2 sexes est fait de poils courts et rudes (Scheffer, 1964). L'espèce subit une mue annuelle pendant laquelle elle perd tout son pelage, mais non l'épiderme. Les juvéniles (1-2 ans) sont les premiers à muer (à partir de juin), suivis des adultes femelles (à partir d'août), et des adultes mâles et des petits (à partir de septembre) (Vania, 1972; Calkins et Pitcher, 1982; Daniel, 2003). La période de mue dure environ 45 jours (Daniel, 2003).

Les vocalisations des adultes dans l'air consistent en des beuglements et des rugissements à pleine gorge. Les mâles qui défendent un territoire manifestent leur attitude menaçante par une respiration sifflante (Orr et Poulter, 1967; Gentry, 1970), et produisent un son guttural bruyant tant à l'air libre que sous l'eau (Schusterman *et al.*, 1970). Les nouveau-nés ont tendance à bêler comme des moutons.

Tout comme les autres membres de la famille des Otariidés, l'otarie de Steller est capable de se soulever sur ses nageoires avant et de tourner ses nageoires arrière vers l'avant, ce qui lui donne une agilité sur le sol.

Structure spatiale et variabilité des populations

Il n'y a actuellement aucune barrière géographique ou écologique aux déplacements des otaries de Steller qui pourrait avoir créé une structure génétique ou un fort isolement démographique d'individus dans la portion canadienne de l'aire de répartition de l'espèce, de même qu'entre des populations situées à l'extérieur du Canada (voir les figures 2, 3 et 4). Cependant, les otaries de Steller retournent généralement à la roquerie où elles sont nées pour se reproduire. Ainsi, les animaux de chaque roquerie tendent à être génétiquement distincts des animaux des autres roqueries même s'il y a des déplacements entre les roqueries (Bickham *et al.*, 1996; Baker *et al.*, 2005; O'Corry-Crowe *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2009b; Phillips *et al.*, 2011).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Forrester Island = Île Forrester	Isnor Rk = Rocher Isnor	Maggot I. = Île Maggot
Alaska = Alaska	Anthony Island = Île Anthony	Beresford I. = Île Beresford
Joseph Rocks = Rochers Joseph	Steele Rks = Rocher Steele	Ashby Point = Pointe Ashby
Haida Gwaii = Haida Gwaii	Cape St. James = Cap St. James	Solander Isl. = Île Solander
Bonilla I. = Île Bonilla	McInnes I. = Île McInnes	Oleary Rks = Rochers Oleary
Tasu Head = Promontoire Tasu	Gosling Rks = Rochers Gosling	Barrier Rks = Rochers Barrier
Reet I. = Île Reet	Pearl Rks = Rochers Pearl	Vancouver Island = Île de Vancouver
Danger Rks = Rochers Danger	Virgin Rks = Rochers Virgin	Long Beach Rks = Rochers Long Beach
British Columbia = Colombie-Britannique	Triangle I. = Île Triangle	Maria Rock = Rocher Maria
Garcin Rks = Rochers Garcin	Warrior Rocks = Rochers Warrior	Carmanah Pt. = Pointe Carmanah
	Sartine I. = Île Sartine	Washington = État de Washington

Figure 3. Emplacement des roqueries (●), des échoueries permanentes (○) et des principales échoueries hivernales (▲) de l'otarie de Steller en Colombie-Britannique (et sur l'île Forrester, en Alaska) (mise à jour de Bigg, 1985).

Unités désignables

Une seule unité désignable s'applique aux otaries de Steller du Canada.

Importance

Considérées autrefois comme de la vermine, les otaries de Steller sont l'un des mammifères marins les plus étudiés dans le Pacifique Nord, et sont souvent considérées comme un symbole d'un écosystème marin sain. Il s'agit de la plus grosse espèce d'Otariidés, et la seule qui se reproduit et vit à l'année dans les eaux canadiennes. En raison des déclinés récents des populations des îles Aléoutiennes et du golfe de l'Alaska, les roqueries de la Colombie-Britannique, aux îles Scott, constituent en date de 2010 le plus grand site de reproduction du monde, et les roqueries du cap St. James représentent le cinquième site de reproduction en importance (NMFS, 2008; Olesiuk, 2011; NMFS, 2012).

D'après le nombre de petits comptés aux roqueries en 2009 et 2010, la Colombie-Britannique abrite plus de 35 % de la sous-espèce *E. j. monteriensis* (population de l'Est) et fournit un habitat à d'autres otaries se reproduisant en Oregon et en Alaska (Olesiuk, 2011). Jusqu'à 70 % des individus de cette sous-espèce pourraient hiverner en Colombie-Britannique (d'après des relevés effectués en hiver). L'otarie de Steller, généralement considérée comme un élément important de l'écosystème marin côtier, contribue à une industrie touristique croissante. Cependant, le rôle et donc l'importance des phoques et des otaries dans les écosystèmes marins demeurent peu compris (Beverton, 1985; Bowen, 1997; Merrick, 1997; Trites, 1997).

Les otaries de Steller ont longtemps été considérées comme dommageables pour les pêches. Plus de 50 000 otaries ont été tuées en Colombie-Britannique (de 1913 à 1970), et la population reproductrice de l'archipel Sea Otter Group a été éradiquée afin de protéger les activités de pêche commerciale du saumon (voir la figure 5). Le rétablissement des populations d'otaries, depuis qu'elles sont protégées en vertu de la *Loi sur les pêches*, en 1970 (voir les figures 6 et 7), a ravivé les inquiétudes concernant les conséquences de l'espèce sur les stocks de poissons, et a entraîné la reprise du lobbying pour des programmes de lutte contre les prédateurs. Cependant, peu de données confirment que les programmes de lutte contre les otaries de Steller ont eu des effets bénéfiques sur les pêches, puisque les prises de saumons n'ont pas augmenté sensiblement après la réduction du nombre d'otaries aux îles Scott (Spalding, 1964).

L'otarie de Steller peut servir d'indicateur de l'état général des écosystèmes marins côtiers étant donné sa vaste aire de répartition, sa longévité élevée, son rassemblement sur des sites terrestres où les populations reproductrices peuvent être facilement évaluées et sa position proche du sommet des chaînes trophiques marines.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

L'otarie de Steller vit dans le Pacifique Nord, dans les eaux côtières fraîches tempérées et subarctiques, depuis les îles Channel, au large de la côte californienne, jusqu'au nord du détroit de Béring, et le long de la côte asiatique jusqu'à l'île de Hokkaido, au Japon (voir la figure 2; Kenyon et Rice, 1961; Loughlin *et al.*, 1984; Loughlin *et al.*, 1992). Les otaries de Steller occupent de 55 à 60 roqueries, où les femelles mettent bas, et se prélassent à plus de 300 échoueries. L'otarie de Steller ne migre pas, mais les individus peuvent se disperser jusqu'à une distance considérable des sites de reproduction (Rowley, 1929; Fisher, 1981; Calkins et Pitcher, 1982; Loughlin, 1997; Raum-Suryan *et al.*, 2002).

Aire de répartition canadienne

Au Canada (voir les figures 2 et 3), les otaries de Steller sont présentes dans cinq principaux sites de reproduction en Colombie-Britannique : 1) les îles Scott, au large de la pointe nord-ouest de l'île de Vancouver (roqueries sur les îles Triangle, Sartine et Maggot); 2) le cap St. James, à l'extrémité sud de Haida Gwaii (îles de la Reine-Charlotte) (roqueries sur les îles Kerouard); 3) les rochers Garcin, sur la côte est de l'île South Moresby, à Haida Gwaii; 4) au large de l'île Banks, dans la portion nord de la côte (roqueries sur les rochers North Danger); 5) les rochers Virgin (partie de l'archipel Sea Otter Group situé dans le bassin Reine-Charlotte, près de la côte centrale et de l'île Calvert).

Sur les cinq sites de reproduction, deux n'existaient pas lors de la dernière évaluation de l'espèce, en 2003. Le premier découle du rétablissement naturel d'un groupe d'animaux reproducteurs sur les rochers Virgin en 2006, groupe qui avait disparu à la suite des programmes intensifs de lutte contre les prédateurs mis en application dans les années 1920 et 1930 (voir les figures 5 et 6; Bigg, 1985). Une autre roquerie a été établie aux rochers Garcin en 2008. Les deux sites étaient auparavant considérés comme des échoueries (sites de repos où les femelles ne mettent pas bas) jusqu'à ce qu'un nombre restreint de petits ne soient observés (voir les annexes 1 et 2; Trites, données inédites; Olesiuk, 2011). Les sites ont été reclassés en tant que roqueries (Olesiuk, 2011), le nombre de mâles et de petits ayant augmenté et le nombre d'animaux immatures ayant diminué. Un petit nombre d'autres échoueries en Colombie-Britannique pourraient également être ainsi reclassées en tant que roqueries au cours des prochaines années (Pitcher *et al.*, 2007).

Outre ces 5 sites de reproduction, on compte environ 30 échoueries (voir l'annexe 1), réparties principalement sur le front océanique des côtes, qui sont utilisées à l'année, ainsi que d'autres sites hivernaux où les animaux vont à terre principalement en hiver (voir les figures 3 et 4).

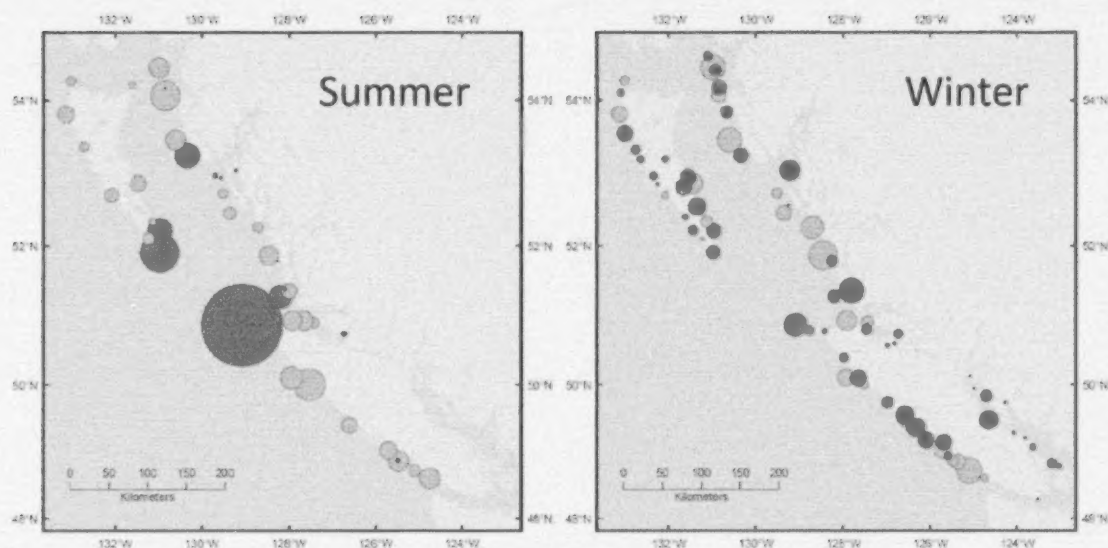
La répartition des otaries de Steller en mer est mal définie. En général, la plupart des otaries de Steller se nourrissent dans un rayon d'environ 15 km du rivage en été (Hui, 2011) et peuvent s'éloigner jusqu'à 200 km du rivage en hiver (Kenyon et Rice, 1961; Merrick et Loughlin, 1997). L'espèce se nourrit principalement au-dessus de la plateforme continentale et le long du rebord de celle-ci (Kajimura et Loughlin, 1988; Gregor et Trites, 2008; Hui, 2011).

Zone d'occurrence et zone d'occupation

D'après la superficie et la répartition des sites de reproduction et des échoueries (voir les figures 3 et 4), la zone d'occurrence des otaries de Steller au Canada est estimée à 65 000 km², et la zone d'occupation est de 28 km². La zone d'occurrence est fondée sur la présence d'otaries au-dessus de la plateforme continentale et le long du rebord de celle-ci, en Colombie-Britannique, alors que la zone d'occupation biologique est basée sur la zone terrestre réellement utilisée par les otaries pour se reproduire (c.-à-d. la superficie des 5 sites de reproduction, ou roqueries). En Colombie-Britannique, ces fortes concentrations occupent moins de 10 km². Il est à noter que la zone de reproduction de chacune des 7 îles et rochers est plus petite que la dimension de la grille minimale (2 x 2 km) utilisée par le COSEPAC pour calculer l'index de zone d'occupation. De plus, les otaries sont incapables d'utiliser la plus grande partie de la surface des îles et des rochers qui constituent les roqueries à cause de l'inclinaison du terrain. Ainsi, la zone réelle utilisée par les otaries de Steller pour la reproduction (< 10 km²) est beaucoup plus petite que l'index de zone d'occupation calculée (28 km²).

Activités de recherche

La répartition et l'abondance des otaries de Steller ont été régulièrement évaluées dans les eaux canadiennes depuis 1971 (voir la figure 4 et les annexes 1 et 2). Des relevés aériens systématiques ont été effectués en été et en hiver (Bigg, 1985, 1988; Olesiuk, 2011). Des otaries de Steller sont aussi régulièrement relevées dans les eaux américaines (Pitcher *et al.*, 2007; NMFS, 2008, 2012).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

$x^{\circ}W = x^{\circ}O$.

$x^{\circ}N = x^{\circ}N$.

Summer = Été

Winter = Hiver

Kilometers = Kilomètres

Figure 4. Répartition saisonnière des otaries de Steller en Colombie-Britannique à l'été 2010 et à l'hiver 2009-2010. Les couleurs indiquent les roqu岸ies (en rouge), les échoueries permanentes (en orange) et les échoueries hivernales (en bleu). La taille des cercles est proportionnelle au nombre moyen d'animaux à chaque site (d'après Olesiuk, 2011).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Les sites terrestres fréquentés par l'otarie de Steller se divisent de façon générale en trois catégories : 1) les roqu岸ies, où les animaux se rassemblent de mai à août pour mettre bas, s'accoupler et allaiter les petits; 2) les échoueries permanentes, généralement occupées toute l'année; 3) les échoueries hivernales, qui sont occupées moins régulièrement et surtout pendant la période internuptiale (voir les figures 3 et 4; Bigg, 1985). En général, les roqu岸ies sont avoisinées d'échoueries, lesquelles sont principalement occupées par des mâles non reproducteurs et des juvéniles. Dans la plupart des cas, des animaux continuent d'utiliser les roqu岸ies comme échoueries toute l'année, bien qu'en nombre très réduit.

L'otarie de Steller est très conservatrice dans le choix des sites de mise bas et d'accouplement. Les femelles tendent à retourner à la roqu岸ie où elles sont nées et retournent fidèlement à la même roqu岸ie chaque année (Raum-Suryan *et al.*, 2002; Parker *et al.*, 2008). Trois des cinq sites de reproduction actuellement occupés en Colombie-Britannique semblent tous avoir été bien établis au début du 20^e siècle, à

l'époque du premier relevé des populations d'otaries (Newcombe et Newcombe, 1914), et avoir accueilli continuellement des animaux, malgré les perturbations causées par les programmes de lutte contre les prédateurs et par la chasse à des fins commerciales (Pike et Maxwell, 1958; Bigg, 1985; Olesiuk, 2011). Un autre site de reproduction, qui avait disparu dans les années 1930, a été rétabli près de 80 ans plus tard (en 2006, aux rochers Virgin, dans l'archipel Sea Otter Group), et le cinquième site de reproduction (établi en 2008, aux rochers Garcin) représente une expansion de l'aire de reproduction de l'espèce au Canada (voir les figures 4 et 5).

L'otarie de Steller est une espèce spécialiste, qui recherche un type d'habitat bien précis. En effet, elle utilise des roqueries isolées et exemptes de prédateurs tels que les loups et les ours. La plupart des roqueries se trouvent sur des affleurements isolés, dénudés et situés dans des régions où les courants sont relativement forts, la salinité élevée, la température à la surface basse et l'eau peu profonde, caractéristiques qui correspondraient à une forte productivité océanique et donc à des aires d'alimentation optimales (Ban *et al.*, 2003). Les échoueries se caractériseraient essentiellement par un terrain relativement plat, accessible et à l'abri de la houle et des vagues (Edie, 1977; Ban et Trites, 2007). Les otaries vont dans les zones protégées pendant les tempêtes et dans les zones mouillées quand il fait très chaud (Edie, 1977). L'accès à un terrain surélevé est également important pour la mise bas, même si les animaux plus âgés capables de nager en mer occupent des zones plus basses et plus exposées. En Colombie-Britannique, les roqueries se situent sur le substrat rocheux, sauf depuis quelques années, alors que de plus en plus d'animaux ont commencé à se reproduire sur les plages de gravier du côté est (sous le vent) de l'île Triangle.

Les 30 échoueries permanentes de la Colombie-Britannique sont généralement situées dans des zones exposées le long de la côte ouest, sur des affleurements et des îlots rocheux. Environ la moitié d'entre elles ont été recensées en 1913, lors des premiers relevés (Newcombe et Newcombe, 1914), et environ le quart semblent avoir été colonisées après le début des années 1970, soit depuis les premiers relevés aériens. Avec la croissance des populations, certaines échoueries qui étaient surtout occupées en hiver (voir plus bas) connaissent une occupation plus continue, d'où leur reclassification comme échoueries permanentes (Olesiuk, 2011).

L'occupation des échoueries hivernales semble plus fluide que celle des échoueries permanentes. La plupart des échoueries hivernales sont situées dans des zones abritées, comme le détroit de Georgia, le détroit de Juan de Fuca et le détroit de la Reine-Charlotte. Outre les substrats naturels, les estacades, les flots, les jetées et les quais peuvent constituer des échoueries hivernales. Les animaux peuvent aussi se reposer dans l'eau (*raft*, ou « faire la planche ») quand il y a une tempête ou une forte houle et que les échoueries sont inondées, ou lorsqu'ils se trouvent près de concentrations de proies sans échoueries propices à proximité (Kenyon et Rice, 1961). Dans la partie sud de la Colombie-Britannique, les otaries de Steller partagent souvent leurs échoueries hivernales avec des otaries de Californie (*Zalophus californianus*) mâles adultes et subadultes (Hancock, 1970; Brenton, 1977; Bigg, 1985).

On ne sait pas très bien comment les otaries de Steller exploitent leur habitat aquatique. On observe généralement ces animaux à moins de 15 km de la terre, dans des eaux d'une profondeur inférieure à 400 m (Hui, 2011), mais ils peuvent se retrouver à plusieurs centaines de kilomètres des côtes et au large de la plateforme continentale (Kenyon et Rice, 1961; Merrick et Loughlin, 1997). L'otarie de Steller s'aventure parfois en eau douce (Jameson et Kenyon, 1977; Roffe et Mate, 1984; Beach *et al.*, 1985). En Colombie-Britannique, les otaries de Steller et les otaries de Californie se rassemblent souvent dans le bas Fraser pendant la montaison des eulakanes (*Thaleichthys pacificus*) au printemps (Bigg, 1985), et on les voit à l'occasion faire la planche jusqu'à 35 km en amont (Olesiuk, données inédites). Les otaries de Steller se rassemblent également dans les estuaires l'automne venu pour se nourrir de saumons pré-génésiques (Bigg *et al.*, 1990).

Tendances en matière d'habitat

La première roquerie abandonnée à la suite des abattages de 1913 à 1915 pourrait avoir été le rocher Watch, où l'on avait compté une douzaine de petits en 1913 (Bigg, 1985). En 1938, les programmes de lutte contre les prédateurs avaient déjà fait disparaître les populations des roqueries des rochers Virgin et Pearl, dans l'archipel Sea Otter Group (voir les figures 5 et 6). La mise bas a recommencé dans l'une des anciennes roqueries (aux rochers Virgin) en 2006, et un autre site a été colonisé deux ans plus tard aux rochers Garcin, au large de la côte est de l'île South Moresby. De nouvelles échoueries ont également été établies en Colombie-Britannique grâce à l'augmentation de la population dans les années 2000 (Olesiuk, 2011).

Les otaries de Steller se reproduisent également en Alaska, en Californie et en Oregon, mais pas dans l'État de Washington. On ne connaissait pas de roqueries dans le sud-est de l'Alaska au début des années 1900, mais des animaux ont commencé à se reproduire à l'île Forrester, juste au nord de la frontière entre la Colombie-Britannique et l'Alaska (voir la figure 3), peu après la mise en œuvre de programmes de lutte contre les prédateurs dans la province. Les otaries ont aussi établi de nouvelles roqueries dans le sud-est de l'Alaska, aux îles Hazy, vers 1985, et aux îles White Sisters, en 1992; plus récemment, des petits sont nés aux rochers Graves et Baili (Trites et Larkin, 1996; Calkins *et al.*, 1999; Pitcher *et al.*, 2003; NMFS, 2012).

BIOLOGIE

Les premières observations d'otaries de Steller viennent de Scammon (1874), Allen (1880), Elliot (1882) et Rowley (1929). Plus récemment, des survols complets de la biologie de l'espèce ont été publiés par Loughlin (1998, 2009) et le service national des pêches maritimes (National Marine Fisheries Service, ou NMFS) des États-Unis (2008, 2012).

Cycle vital et reproduction

Seules les otaries de Steller ayant atteint leur maturité sexuelle reviennent aux roqueries (ainsi que quelques jeunes qui dépendent encore de leur mère). Les mâles sont les premiers à arriver, au début mai, pour affronter les autres mâles adultes et établir leur territoire (Gisiner, 1985). Les femelles pleines commencent à arriver aux roqueries au cours de la deuxième quinzaine de mai et donnent naissance à un seul petit dans les quelques jours qui suivent leur arrivée (Gentry, 1970). Les mères resteront à terre avec leur petit environ sept à dix jours, avant de partir régulièrement se nourrir au large, pendant un jour en moyenne, chaque sortie d'alimentation étant suivie d'un jour à terre (Higgins, 1984; Merrick, 1987; Hood et Ono, 1997; Milette et Trites, 2003; Maniscalco *et al.*, 2006). La copulation se produit généralement avant la première sortie d'alimentation.

Les nouveau-nés sont précoces : leurs yeux sont ouverts et ils sont capables de ramper dès la naissance. Ils commencent à fréquenter les bâches et les zones intertidales à environ deux semaines de vie et nagent en eau libre vers l'âge de quatre semaines, quand les mères commencent à transférer leurs petits des roqueries aux échoueries avoisinantes (Sandegren, 1970; Gentry, 1974). À la fin août, il ne reste que quelques animaux aux roqueries.

Les échoueries permanentes sont fréquentées par des animaux immatures, des femelles non gravides, et des femelles qui allaitent encore des petits nés les étés précédents et qui ne retournent pas aux roqueries. Certains mâles fréquentent aussi des échoueries estivales, y établissent leur territoire et, parfois, s'accouplent avec des femelles adultes (Trites et Coombs, 2010). Après la saison estivale de reproduction, les otaries de Steller fréquentent les échoueries permanentes ainsi que des échoueries hivernales, qui se trouvent parfois à une distance considérable de leur roquerie. Les femelles avec des petits dépendants d'elles peuvent séjourner à une seule échouerie ou voyager avec leurs petits d'échouerie en échouerie. La durée moyenne des sorties d'alimentation des femelles en lactation pendant l'hiver est d'environ deux jours, suivis d'un jour à terre (Trites et Porter, 2002; Maniscalco *et al.*, 2006). Pendant la période internuptiale, des individus des deux sexes et de tous âges partagent les mêmes échoueries. Cependant, les otaries sans jeune à nourrir peuvent prolonger leurs séjours en mer.

Les otaries de Steller utilisent régulièrement les échoueries tout au long de l'année pour se reposer entre des sorties d'alimentation. Elles peuvent facilement escalader des rochers à pic et grimpent souvent sur des échoueries à plusieurs mètres au-dessus du niveau de la mer. Les animaux tendent à être très grégaires à terre et forment généralement des groupes compacts, pratiquement sans espace entre les individus.

Les otaries de Steller vivent selon un régime d'accouplement polygyne qui semble synchronisé dans toute l'aire de répartition de l'espèce (Bigg, 1985). Les mâles commencent à produire du sperme à l'âge de 3 à 7 ans (Calkins et Pitcher, 1982), mais d'après ce qu'on en sait, seuls ceux qui détiennent un territoire s'accouplent. La plupart des mâles qui défendent un territoire ont entre 9 et 13 ans (Thorsteinson et Lensink, 1962) et peuvent le faire plusieurs années de suite (de 1 à 7 ans) (Gisiner, 1985). Le ratio entre le nombre de femelles adultes et de mâles territoriaux est généralement de 7 pour 1 en moyenne (voir ci-dessous) et peut être aussi élevé que 10 à 15 pour 1 (Pike et Maxwell, 1958; Merrick, 1987). Les mâles qui réussissent à établir leur territoire le conservent généralement pendant 40 jours en moyenne (de 20 à 68 jours) sans se nourrir (Gentry, 1970). Les avantages que confère une forte corpulence pour l'acquisition et la défense du territoire et pour les réserves d'énergie et peut-être d'eau pendant l'occupation expliquent probablement le dimorphisme sexuel quant à la taille chez l'otarie de Steller (Fisher, 1958; Repenning, 1976).

Les femelles ont leur première ovulation à l'âge de 3 à 6 ans. Après la fécondation, le développement embryonnaire est interrompu pendant environ 3 mois, jusqu'à ce que l'implantation se fasse en septembre ou octobre (implantation retardée), pour une période de gestation d'environ 8 à 9 mois (Vania et Klinkhart, 1967; Calkins et Pitcher, 1982). La plupart des femelles matures semblent concevoir chaque année (Trites et Coombs, 2010), mais le taux d'infécondité et d'avortement semble élevé. Pitcher *et al.* (1998) rapportent que 97 % des femelles prélevées dans le golfe d'Alaska étaient gravides au début de la période de gestation, mais que le taux de gravidité a baissé jusqu'à 67 % et 55 % à la fin de la période de gestation au cours des décennies 1970 et 1980, respectivement. Personne n'a encore estimé les taux de gravidité chez l'otarie de Steller en Colombie-Britannique.

La période de lactation des otaries de Steller est extrêmement longue pour un pinnipède. On a vu des petits rester avec leur mère pendant trois ou quatre ans, mais on croit que la plupart sont sevrés avant l'âge d'un an (Calkins et Pitcher, 1982; Trites *et al.*, 2006; York *et al.*, 2008). On a observé que les mâles téttaient plus longtemps que les femelles, avec une plus grande proportion de mâles que de femelles tétant encore à un an (Marcotte, 2006). Une prolongation d'un an de la période d'allaitement pourrait assurer la survie des petits dans les moments où la qualité nutritionnelle des proies disponibles est faible (Trites *et al.*, 2007c; Bernard *et al.*, 2011). Il arrive qu'une femelle séjournant à une roquerie allaite à la fois un nouveau-né et un petit d'un an, ou encore deux nouveau-nés (Maniscalco *et al.*, 2007).

La mortalité des nouveau-nés au cours du premier mois de leur vie paraît généralement élevée; elle est liée à des facteurs tels que les tempêtes (Pike et Maxwell, 1958; Orr et Poulter, 1967). La principale cause de décès des petits est la noyade parce qu'ils sont incapables de revenir à terre (Orr et Poulter, 1967; Edie, 1977). Les morsures, les bousculades ou l'écrasement par un animal plus âgé font aussi des victimes chez les petits, tout comme l'abandon ou la séparation d'avec la mère (Orr et Poulter, 1967; Gentry, 1970; Sandegren, 1970; Sandegren, 1976). Dans le sud-est de l'Alaska, la probabilité moyenne de survie annuelle des petits était de 0,60

pour les mâles et de 0,64 pour les femelles (Hastings *et al.*, 2011); elle est probablement semblable pour les otaries de Steller de la Colombie-Britannique.

Il est difficile d'estimer le taux de mortalité juvénile, mais il semble assez élevé pour les deux sexes. Hastings *et al.* (2011) estiment qu'environ 37 % des mâles et 46 % des femelles survivent jusqu'à l'âge de 3 ans. Les taux de mortalité sont significativement plus faibles chez les adultes (~11 % par an chez les mâles et ~9 % chez les femelles). Le taux de mortalité plus élevé chez les mâles fait progressivement pencher le ratio mâles:femelles en faveur de celles-ci. La population croissante d'otaries de Steller dans le sud-est de l'Alaska est donc constituée d'environ 37 % de mâles et de 63 % de femelles de tous âges (Hastings *et al.*, 2011). Le ratio mâles:femelles est probablement semblable en Colombie-Britannique.

Les records de longévité observés en milieu naturel sont d'environ 18 ans chez les mâles et de 30 ans chez les femelles (Calkins et Pitcher, 1982). Cependant, la longévité (définie selon le 99^e centile des individus d'âge connu) est d'environ 14 ans chez les mâles et de 22 ans chez les femelles (Trites et Pauly, 1998).

Les tables de survie de l'otarie de Steller (Calkins et Pitcher, 1982; Trites et Larkin, 1992; York, 1994; Hastings *et al.*, 2011) indiquent que l'âge moyen des mâles et des femelles ayant atteint la maturité sexuelle (durée d'une génération) est d'environ 10-11 ans, et que les individus adultes (mâles et femelles) capables de se reproduire forment environ 40 % de la population totale (petits inclus). Ces durées de génération et proportions d'individus matures ont été calculées d'après les tables de survie (Hastings *et al.*, 2011), en supposant que seuls les mâles de 9 à 13 ans s'accouplent et que les femelles peuvent donner naissance quand elles sont âgées de 4 à 20 ans. D'après ces calculs, on obtient un ratio femelles reproductrices:mâles reproducteurs d'environ 7 pour 1. En 2010, le nombre d'individus matures atteignait 11 400 (plage de 10 800 à 11 800), selon une population totale estimée à 28 600 individus (plage de 27 100 à 29 500, calculée en fonction du nombre de nouveau-nés; Olesiuk, 2011).

Physiologie et adaptabilité

Les besoins alimentaires de l'otarie de Steller varient en fonction du type et de la qualité des proies disponibles (Perez, 1994; Rosen et Trites, 1999, 2000b,c, 2004; Rosen, 2009). En captivité, les femelles adultes ayant une alimentation mixte composée de divers poissons en consomment en moyenne de 10 à 12 kg, par jour et les mâles adultes, 20 kg par jour (Kastelein *et al.*, 1990; Perez *et al.*, 1990). Cependant, selon les prévisions obtenues par des modèles bioénergétiques, les besoins alimentaires quotidiens de l'otarie de Steller en milieu naturel (où elle est plus active, se reproduit et tend à avoir un régime alimentaire de qualité moindre) se rapprochent davantage de 15 à 20 kg pour une femelle adulte et de 30 à 35 kg pour un mâle adulte (Winship *et al.*, 2002). Chez les femelles ayant une alimentation mixte, la quantité de nourriture nécessaire pour satisfaire les besoins énergétiques quotidiens correspond à environ 14 % du poids corporel pour une femelle de 1 an et à 7 % pour une adulte mature. Les otaries qui consomment en proportion plus élevée des poissons faibles en

gras, comme des Gadidés (espèce de la famille de la morue), doivent s'alimenter nettement plus que celles qui consomment des poissons plus gras, comme le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) (Trites et Donnelly, 2003; Winship et Trites, 2003; Rosen, 2009).

L'otarie de Steller est capable de plonger au moins jusqu'à 310 m de profondeur (Andrews, 1999) et de rester sous l'eau pendant plus de 8 minutes (Merrick et Loughlin, 1997; Swain et Calkins, 1997). Cependant, la plupart des plongées sont peu profondes (plage de 15 à 30 m) et de courte durée (de 1,5 à 2,5 min) (Merrick et Loughlin, 1997; Swain et Calkins, 1997; Loughlin *et al.*, 1998; Swain, 1999; Andrews *et al.*, 2002; Rehberg *et al.*, 2009; Gerlinsky *et al.*, 2013). L'aptitude à plonger s'acquiert pendant la première année de vie. Les petits de moins de 1 mois ne plongent pas à plus de 10 m, mais la profondeur de plongée atteint presque 100 m à l'âge de 5 mois et dépasse les 200 m à 10 mois (Merrick et Loughlin, 1997; Rehberg et Burns, 2008).

Les otaries de Steller sont probablement capables de s'adapter à des variations périodiques de la qualité et de la quantité de proies disponibles grâce à leur capacité de consommer des groupes de proies très variés, allant des poissons de fond aux espèces grégaires nageant entre deux eaux (Sinclair et Zeppelin, 2002; Trites *et al.*, 2007a; McKenzie et Wynne, 2008). Cependant, elles pourraient avoir une moins grande capacité d'adaptation aux roqueries et aux échoueries qu'elles fréquentent. En effet, les otaries de Steller ne semblent pas utiliser souvent d'autres échoueries et roqueries, même après des changements au plan de l'abondance et des types de proies à proximité (Trites *et al.*, 2007c).

Déplacements et dispersion

Les otaries de Steller reviennent généralement se reproduire à leur roquerie natale, certains échanges entre roqueries voisines étant possibles (Calkins et Pitcher, 1982, 1996; Raum-Suryan *et al.*, 2002; Parker *et al.*, 2008). Au moins un petit marqué sur l'île Forrester, dans le sud-est de l'Alaska, a été vu à l'âge adulte avec un nouveau-né à 400 km de là, à la roquerie du cap St. James (Raum-Suryan et Pitcher, 2000). Dans certains cas, la population d'une roquerie s'augmente de femelles reproductrices venues d'autres roqueries, comme en témoigne de toute évidence l'expansion rapide de nouvelles roqueries dans le sud-est de l'Alaska et en Colombie-Britannique (Calkins *et al.*, 1999; Pitcher *et al.*, 2003; Olesiuk, 2011).

L'espèce est considérée comme non migratrice, mais on constate généralement des déplacements saisonniers bien définis. La télémétrie et les études de marquage montrent que ces animaux sont très mobiles : ils peuvent parcourir des centaines de kilomètres et fréquenter plusieurs échoueries en quelques semaines ou quelques mois (Merrick et Loughlin, 1997; Loughlin *et al.*, 1998, 2003; Raum-Suryan *et al.*, 2002). Le nombre d'animaux aux échoueries permanentes est relativement constant pendant toute l'année, mais le nombre diminue pendant la saison de reproduction, soit de mai à août, alors que les animaux se rendent aux roqueries (voir la figure 4; Bigg, 1985;

Olesiuk, 2011). Après la saison de reproduction, on voit des otaries de Steller et des otaries de Californie mâles se déplacer vers le nord le long de la côte de l'Oregon (Mate, 1975), observation qui coïncide avec une forte croissance du nombre d'animaux qui hivernent au large du sud de l'île de Vancouver (Bigg, 1985). Ces déplacements saisonniers des animaux en dehors de la saison de reproduction (de septembre à mai) sont probablement liés à la répartition des poissons dont ils se nourrissent.

Il semble qu'avant leur sevrage, les petits (âgés de 0 à 3 ans) restent relativement près des échoueries pendant que leur mère s'alimente au large (Trites et Porter, 2002; Marcotte, 2006). Une fois sevrés, les jeunes mâles tendent à s'éloigner davantage que les femelles; on en a vu à plusieurs centaines de kilomètres de leur roquerie natale (Raum-Suryan *et al.*, 2002).

Relations interspécifiques

L'otarie de Steller se nourrit de plus de 50 espèces de poissons et d'invertébrés (Wilke et Kenyon, 1952; Pike, 1958; Spalding, 1964; Pitcher, 1981; Sinclair et Zeppelin, 2002; Trites *et al.*, 2007a; Trites et Calkins, 2008; Tollit *et al.*, 2009; Olesiuk *et al.*, 2011). Le régime semble varier en fonction des proies les plus abondantes ou les plus accessibles, selon l'endroit et la saison. La proie de premier choix serait les poissons de taille petite ou moyenne vivant en bancs, soit, en Colombie-Britannique, des espèces telles que le hareng du Pacifique, le merlu du Pacifique (*Merluccius productus*), le lançon gourdeau (*Ammodytes hexapterus*), les saumons (*Oncorhynchus* spp.), le *Squalus suckleyi*, l'eulakane et la sardine du Pacifique (*Sardinops sagax*) (Pike, 1958; Spalding, 1964; Olesiuk et Bigg, 1988; Tollit *et al.*, 2009; Olesiuk *et al.*, 2011; Trites et Olesiuk, données inédites). Les poissons de fond tels que les sébastes (*Sebastes* spp.), la plie à grande bouche (*Atheresthes stomias*) et les raies (Rajidés) peuvent aussi assurer une bonne part du régime alimentaire, tout comme les calmars et les pieuvres (Céphalopodes). On a également vu des otaries de Steller se nourrir d'oiseaux de la famille des Laridés (O'Daniel et Schneeweis, 1992) et d'autres Pinnipèdes, notamment de nouveau-nés de phoques à fourrure (*Callorhinus ursinus*) (Gentry et Johnson, 1981) et de phoques communs (*Phoca vitulina*) (Pitcher et Fay, 1982; Mathews et Adkison, 2010).

Le passage d'un régime alimentaire à base de poissons gras (le hareng du Pacifique par exemple) à un régime à base de poissons maigres (comme la goberge de l'Alaska [*Theragra chalcogramma*]) a contribué au déclin de l'otarie de Steller dans le golfe d'Alaska et les Aléoutiennes (Alverson, 1992; Alaska Sea Grant, 1993; DeMaster et Atkinson, 2002; Trites et Donnelly, 2003; Trites *et al.*, 2007c; Bernard *et al.*, 2011). Les variations à grande échelle des conditions climatiques et océaniques peuvent se répercuter sur la dynamique des organismes marins (Benson et Trites, 2002), tout comme la pêche sélective et la surpêche (Pauly *et al.*, 1998); ces facteurs pourraient avoir un impact sur la quantité ou la qualité des proies de l'otarie de Steller. Des études d'alimentation contrôlée ont permis de montrer que les otaries, en particulier les jeunes animaux, qui consomment de grandes quantités de poissons faibles en gras, comme la goberge de l'Alaska, n'arrivent pas toujours à maintenir leur masse corporelle (Rosen et

Trites, 2000b, 2004). Ainsi, les interactions entre le climat, la pêche et les proies peuvent exercer une influence notable sur l'état nutritionnel et la survie des otaries de Steller (Trites *et al.*, 2007c).

Outre l'être humain, le principal prédateur de l'otarie de Steller est l'épaulard (*Orcinus orca*) (Morton, 1990; Ford *et al.*, 1998; Ghai et Insley, 2011), qui peut s'attaquer sélectivement aux petites otaries et, ainsi, avoir des conséquences considérables sur les populations (Barrett-Lennard *et al.*, 1995; Guénette *et al.*, 2007; Horning et Mellish, 2012). Le requin blanc (*Carcharodon carcharias*) peut aussi s'attaquer aux otaries de Steller dans la partie sud de leur aire de répartition (Californie) ainsi que, parfois, dans les eaux de la Colombie-Britannique. Cependant, le requin blanc et la laimargue du Pacifique (*Somniosus pacificus*) qu'on observe plus au nord ne sont pas considérés comme une cause de mortalité importante de l'otarie de Steller (Stroud, 1978; Ainley *et al.*, 1981; Klimley *et al.*, 1992; Klimley *et al.*, 2001; Martin, 2004; Sigler *et al.*, 2006; NMFS, 2012). On a déjà vu des ours s'attaquer à des petits sur des roqueries en Russie (T. Loughlin, National Marine Mammal Laboratory, Seattle, État de Washington, comm. pers.).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

L'abondance des otaries de Steller est évaluée dans les eaux canadiennes depuis 1971 par dénombrement des individus observés dans des photographies aériennes prises au-dessus de roqueries et d'échoueries en été et en hiver (voir les annexes 1 et 2; Bigg, 1985, 1988; Olesiuk, 2011). Généralement, on prend des photos à angle oblique sur pellicule 35 mm à partir d'un petit aéronef à voilure fixe décrivant des cercles au-dessus d'une échouerie ou d'une roquerie. Les méthodes de dénombrement aérien des otaries de Steller ont été élaborées au milieu des années 1960 (Mathisen et Lopp, 1963) et sont normalisées depuis le début des années 1970 (Mate, 1977; Withrow, 1982; Bigg, 1985; Olesiuk *et al.*, 1993; Olesiuk, 2011).

Le dénombrement comprend les petits (en été) et les individus plus âgés (> 6 mois, en été et en hiver). Un facteur de correction est appliqué afin de tenir compte des petits cachés (Olesiuk *et al.*, 2008), mais aucun facteur n'a été appliqué pour tenir compte des adultes en mer durant les relevés (Olesiuk, 2011). Les otaries de Steller ont été dénombrées tous les 2 à 5 ans depuis 1971.

Les relevés donnent un indice d'abondance relative; en effet, on ne voit jamais tous les animaux, plusieurs étant partis en mer à la recherche de nourriture. En Colombie-Britannique, les relevés sont effectués pendant la dernière semaine de juin et la première de juillet; à cette époque de l'année, la plupart des petits sont nés, mais ils sont généralement trop jeunes pour avoir commencé à s'éloigner des roqueries (Olesiuk, 2011). Les animaux sont parfois dénombrés en hiver (Olesiuk, 2011). Depuis quelques années, on utilise la photographie verticale format moyen à haute définition,

en particulier pour recenser les petits (Snyder *et al.*, 2001; Olesiuk *et al.*, 2008). Les tables de survie nous donnent une estimation du ratio entre les petits et les autres groupes d'âge et, par conséquent, un moyen d'évaluer la taille de la population totale (Calkins et Pitcher, 1982; Loughlin *et al.*, 1992; Trites et Larkin, 1996; Sease *et al.*, 1999; Olesiuk, 2011).

Abondance

On croit que de la fin des années 1950 aux années 1970, l'abondance globale de l'otarie de Steller dans le Pacifique Nord (dans toute l'aire de répartition, de la Californie au Japon) a été stable, aux alentours de 250 000 à 300 000 individus (Kenyon et Rice, 1961; Loughlin *et al.*, 1984). La population a décliné par la suite jusqu'à environ 116 000 individus en 1989, 97 500 en 1994-1995 et 95 000 en 1999-2002 (Braham *et al.*, 1980; Merrick *et al.*, 1987; Loughlin *et al.*, 1992; Trites et Larkin, 1996; Sease *et al.*, 1999; Burkanov, 2000; Pitcher *et al.*, 2003; Sease et Stinchcomb, 2003; Olesiuk, 2011). En 2009, la population de l'Ouest était stable, avec environ 50 000 individus dans la portion états-unienne de son aire de répartition, tandis que la population de l'Est (du sud-est de l'Alaska à la Californie) avait augmenté pour atteindre environ 63 000 (Allen et Angliss, 2012; NMFS, 2012).

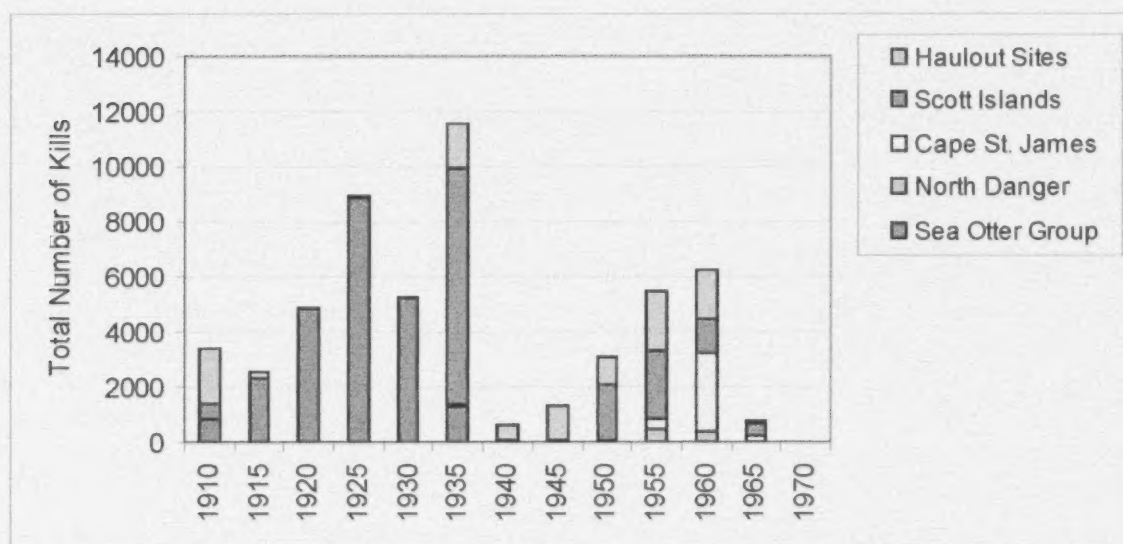
D'après le nombre de petits nés, la population totale de la Colombie-Britannique comptait quelque 28 600 individus en 2010 (plage de 27 100 à 29 500; Olesiuk, 2011); sur ce total, environ 11 500 animaux étaient matures (environ 40 %). Cependant, le nombre d'individus autres que des petits comptés aux roqueries et aux échoueries de la Colombie-Britannique donne à penser qu'il pourrait y avoir jusqu'à 32 000 individus en été (plage de 27 200 à 36 700) et jusqu'à 48 000 individus en hiver (IC à 95 % : 37 900 à 58 300) en raison des déplacements d'animaux à partir d'une grande roquerie située sur l'île Forrester, juste au nord de la frontière entre la Colombie-Britannique et l'Alaska, et d'un afflux d'otaries de Steller en provenance de l'État de Washington et de l'Oregon (Olesiuk, 2011). Environ 60 % des otaries de Steller de la Colombie-Britannique se trouvent sur les roqueries en été (y compris les petits), et les 40 % restants, sur les échoueries (Olesiuk, 2011).

Fluctuations et tendances

Entre 1910 et 1970, on a noté un déclin des otaries de Steller en Colombie-Britannique dû aux programmes de lutte contre les prédateurs, qui auraient causé la mort d'environ 49 100 individus, et de la chasse commerciale, responsable de la mort de 5 700 animaux (voir les figures 5 et 6). L'abattage le plus intensif s'est fait aux rochers Virgin et Pearl, dans l'archipel Sea Otter Group. Dans le but de protéger la pêcherie de saumon du bras de mer Rivers, des agents des pêches du gouvernement fédéral ont visité ces deux roqueries tous les ans à la mi-juin (de 1923 à 1939) et abattu au fusil le plus d'otaries reproductrices possible avant de débarquer pour assommer les petits, dont la plupart étaient trop jeunes pour s'échapper dans l'eau. Au total, environ 20 000 animaux (dont 7 000 petits) ont été tués de la sorte. Les naissances ont chuté d'environ 1 200 petits au début du programme de lutte contre les prédateurs à moins de

10 à la fin du programme, en 1938. De ces deux roqueries, celle des rochers Pearl ne sert plus depuis. Par contre, les rochers Virgin sont de nouveau utilisés pour la mise bas depuis 2006 (voir la figure 7).

Une fois tuées les otaries reproductrices des roqueries de l'archipel Sea Otter Group, les programmes de lutte contre les prédateurs se sont tournés vers les îles Scott, où environ 7 500 animaux (dont 2 800 petits) ont été abattus de 1936 à 1939 (voir la figure 5). On a tenté de chasser les animaux afin d'en commercialiser la fourrure, mais cette entreprise s'est avérée non rentable. L'abattage à grande échelle a été interrompu pendant la Deuxième Guerre mondiale, bien que l'aviation et la marine canadienne aient tué un grand nombre d'animaux dans le cadre d'exercices de bombardement (Pike et Maxwell, 1958; Bigg, 1985). Il n'existe toutefois aucune donnée sur l'ampleur de ces massacres (Bigg, 1985). On sait que certaines personnes chassaient le bébé otarie sur les îles Scott au début des années 1950; ces chasseurs coupaient et modifiaient le museau des otaries abattues et les faisaient passer pour des phoques communs afin de toucher des primes (Olesiuk, données inédites).



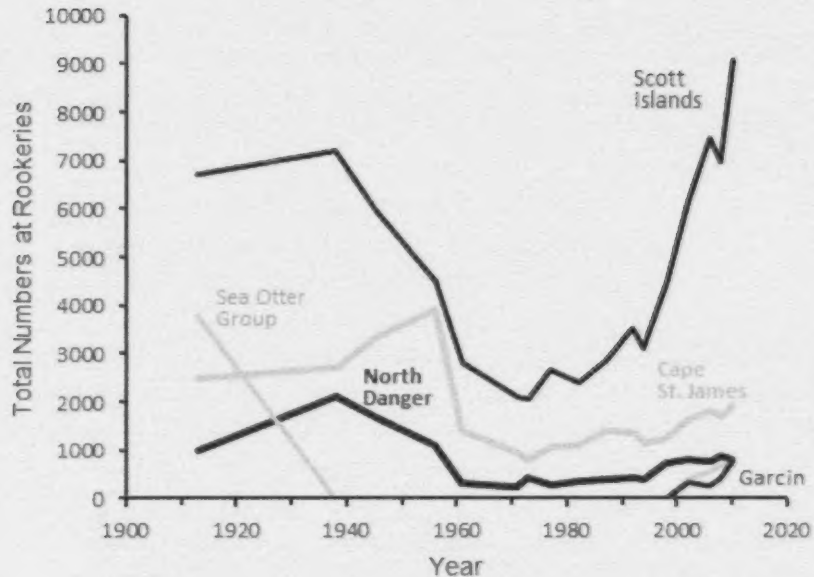
Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 Total Number of Kills = Nombre total d'animaux abattus
 Haulout Sites = Échoueries
 Scott Islands = Îles Scott
 Cape St. James = Cap St. James
 North Danger = Rochers North Danger
 Sea Otter Group = Archipel Sea Otter Group

Figure 5. Nombre total d'otaries de Steller dont l'abattage a été déclaré en Colombie-Britannique dans le cadre de programmes de lutte contre les prédateurs et de récoltes à des fins commerciales de 1913 à 1970. Les données ont été regroupées et additionnées sur des périodes de 5 ans, et les couleurs correspondent aux principales aires de reproduction (données tirées de Bigg, 1984).

La lutte contre les prédateurs a recommencé en 1956-1966, décimant environ 11 600 animaux aux îles Scott, au cap St. James et aux rochers North Danger (voir la figure 5). Au total, environ 5 000 animaux ont été récoltés en vue de leur commercialisation sous forme de nourriture pour vison (Bigg, 1984).

Outre la lutte contre les prédateurs et la récolte à des fins commerciales, on rapporte que 764 animaux ont été abattus de 1913 à 1969 à des fins de recherche (Bigg, 1984). Aucune tentative d'éliminer l'otarie de Steller n'a eu lieu depuis qu'elle est protégée en vertu de la *Loi sur les pêches*, soit depuis 1970.

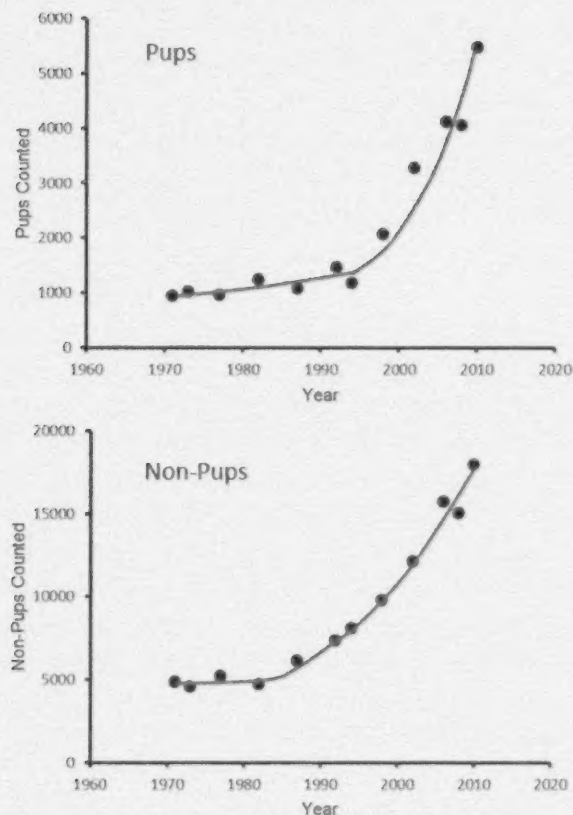
Bigg (1984, 1985) a reconstitué les tendances historiques des effectifs de reproducteurs sur les roqueries à partir des observations et dénombrements historiques d'otaries de Steller pour la période 1892-1984 (voir la figure 6). Il a tenu compte de la fiabilité probable des observations, du moment des dénombrements dans le contexte du cycle vital de l'otarie de Steller ainsi que des effets potentiels des perturbations répétées. Bigg (1985) a conclu que les programmes de lutte contre les prédateurs et la chasse à des fins commerciales ont décimé les populations reproductrices et estime que les roqueries de la Colombie-Britannique étaient fréquentées par environ 14 000 animaux (de tous âges, y compris les petits) au moment des premiers relevés de 1913 à 1916 (voir la figure 6). L'extermination de la population des roqueries de l'archipel Sea Otter Group, parallèlement à une légère augmentation du nombre d'animaux se reproduisant aux îles Scott, a donné pour 1938 une population totale réduite à environ 12 000 individus. En 1956, la population des roqueries avait encore décliné, jusqu'à 8 900 à 9 400 otaries (dont 2 850 petits) (Pike et Maxwell, 1958; Bigg, 1985). La population a chuté brusquement, de 1956 à 1966, avec la reprise de la lutte contre les prédateurs et de la chasse à des fins commerciales. La population des roqueries de Colombie-Britannique n'était plus que d'environ 4 550 individus en 1961 et de 3 390 animaux (dont 940 petits) en 1971, année du premier relevé aérien. Ainsi, la population d'otaries de Steller en Colombie-Britannique a diminué jusqu'à environ le quart de sa taille historique à cause de la lutte contre les prédateurs et de la récolte à des fins commerciales (Bigg, 1985; Olesiuk, 2011).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 Total Numbers at Rookeries = Nombre total d'animaux sur les roqueries
 Scott Islands = Îles Scott
 Sea Otter Group = Archipel Sea Otter Group
 North Danger = Rochers North Danger
 Cape St. James = Cap St. James

Figure 6. Tendances historiques du nombre total d'otaries de Steller (petits et autres) sur les roqueries en Colombie-Britannique. Les roqueries dont on tient compte sont les suivantes : îles Scott (île Triangle, île Sartine et île Maggot), archipel Sea Otter Group (rochers Pearl et Virgin), cap St. James, rochers North Danger et rochers Garcin (données tirées de Olesiuk, 2011 et de Bigg, 1985).

Les relevés des populations indiquent que l'abondance des individus, petits non compris, sur les roqueries et les échoueries était stable de 1971 à 1983, mais a augmenté à un taux moyen de 4,7 % depuis le milieu des années 1980 (voir la figure 7; Olesiuk, 2011). Par comparaison, le nombre de petits a augmenté lentement, à un taux annuel de 1,7 % de 1971 à 1994, et à un taux de 7,3 % par année depuis le milieu des années 1990 (voir la figure 7 et les annexes 1 et 2; Olesiuk, 2011). Cette croissance a multiplié par 4 à 5 fois l'effectif de la Colombie-Britannique depuis les années 1970, et a plus que doublé le nombre d'échoueries permanentes utilisées par les otaries de Steller (de 12 à 27; Olesiuk, 2011). En 2010, la population semblait légèrement plus grande qu'avant le lancement des programmes de récolte et de lutte contre les prédateurs, au début des années 1900; il n'y a aucun signe de ralentissement de croissance (voir la figure 7).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Pups Counted = Nombre de petits

Pups = Petits

Year = Année

Non-Pups Counted = Nombre d'individus autres que des petits

Non-Pups = Individus autres que des petits

Figure 7. Nombre de petits (sur les roqueries) et d'individus autres que des petits (sur les roqueries et les échoueries permanentes) comptés lors des relevés aériens effectués en Colombie-Britannique de 1971 à 2010. Les droites d'ajustement indiquent les données tirées des modèles de régression log-linéaire par morceaux de Olesiuk (2011).

Les variations du nombre relatif de petits nés chaque année constituent un moyen normalisé d'inférer les variations du nombre relatif d'animaux reproducteurs au sein de la population. Ainsi, selon le compte des petits, l'augmentation en pourcentage du nombre total d'individus matures au cours des 3 dernières générations (c.-à-d. de 30 à 33 ans, 1977-2010) était de plus de 450 %. Le taux d'augmentation présumé suppose des taux de natalité constants et un ratio femelles reproductrices:mâles reproducteurs relativement constant au fil du temps.

Immigration de source externe

Si on se fie aux observations réalisées depuis un siècle, les otaries de Steller peuvent établir de nouvelles roqueries si un nombre suffisant de femelles gravides réussissent à mettre bas aux échoueries. On a observé ce phénomène dans plusieurs sites du sud-est de l'Alaska, dans un site du golfe de l'Alaska (Calkins *et al.*, 1999) et, plus récemment, dans deux sites en Colombie-Britannique (Olesiuk, 2011). Étant donné la rigidité et la nature traditionnelle des sites de reproduction ainsi que la tendance qu'ont les otaries à fuir en masse les êtres humains et les perturbations immédiates, comme le passage des bateaux et des aéronefs volant à basse altitude (Lewis, 1987; Porter, 1997; Kucey, 2005; Kucey et Trites, 2006; Wilson *et al.*, 2012), il semble peu probable que de nouvelles roqueries puissent être établies grâce à une intervention humaine. On a réussi à faire naître ou grandir des otaries de Steller en captivité (notamment au Hardervijk Dolphinarium des Pays-Bas et au Mystic Aquarium), mais on ignore si ces individus pourraient survivre de manière autonome si on les relâchait dans la nature. Une éventuelle recolonisation de la Colombie-Britannique se ferait probablement par une immigration à partir de roqueries d'Oregon ou du sud-est de l'Alaska.

La dispersion des populations otaries de Steller qui se reproduisent dans le sud-est de l'Alaska et en Oregon permettrait probablement de repeupler les eaux canadiennes si l'espèce disparaissait ou subissait un déclin au Canada. La population d'otaries de Steller augmente dans le sud-est de l'Alaska (NMFS, 2012), et de nombreux animaux nés dans cette région se nourrissent et se reposent dans les eaux canadiennes. De même, les roqueries relativement modestes de l'Oregon ont augmenté depuis les années 1970 (Brown et Reimer, 1992; NMFS, 2012), et bon nombre des petits qui y sont nés viennent également se reposer dans les échoueries canadiennes. Ainsi, il y a un très bon potentiel de sauvetage.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Il existe deux grandes catégories de facteurs limitatifs pour les otaries de Steller (voir le tableau 1). La première est la catégorie des facteurs anthropiques, comme l'abattage, les prises accidentelles dans les engins de pêche, la concurrence avec les pêches, les débris – dans lesquels les animaux peuvent se prendre –, les accidents catastrophiques (déversements d'hydrocarbures), les polluants environnementaux ainsi que le déplacement des animaux hors de leur habitat ou la dégradation de ces derniers. L'abattage, intentionnel ou accidentel, demeure à des niveaux que la population peut soutenir (vu la croissance de la population d'otaries de Steller), et les autres menaces sont probablement localisées et ne ciblent donc pas la population entière (voir le tableau 1). La deuxième catégorie de facteurs limitatifs est celle des changements écosystémiques naturels, dont les fluctuations naturelles des populations de proies, la prédation par les épaulards, les maladies et les facteurs environnementaux (tous joueront un rôle de plus en plus important dans la détermination des effectifs futurs; voir le tableau 1).

Tableau 1. Évaluation des menaces pour les otaries de Steller au Canada (d'après le calculateur des menaces du COSEPAC).

Menace	Impact	Portée	Gravité	Immédiateté	Commentaires
Abattage, chasse	Faible	Généralisée	Légère	Élevée	Un petit nombre d'otaries est abattu illégalement ou tué lors de chasses autochtones.
Prises accidentelles dans les engins de pêche	Faible	Généralisée	Légère	Élevée	Des animaux se noient occasionnellement dans des filets maillants et des chaluts.
Enchevêtrement dans des débris	Faible	Généralisée	Légère	Élevée	Un minimum de 0,2 % des otaries est touché.
Déversements d'hydrocarbures, accidents catastrophiques	Faible	Restreinte	Modérée	Modérée	Menace qui ne s'est pas concrétisée à ce jour en Colombie-Britannique, mais elle pourrait avoir des conséquences dévastatrices sur les roqueries.
Contaminants environnementaux	Faible	Généralisée	Légère	Élevée	Les contaminants s'accumulent dans les tissus des otaries, mais aucun effet direct n'a été observé à ce jour sur les naissances et le taux de survie.
Déplacement ou dégradation de l'habitat	Faible	Petite	Légère	Élevée	Les otaries de Steller se trouvant sur des échoueries sont facilement effrayées par des bateaux, des aéronefs et des humains, et peuvent ainsi abandonner certains sites.
Diminution du nombre de proies (cause : pêches)	Faible	Restreinte	Légère	Faible	La compétition avec les pêches est difficile à établir, mais l'on ne croit pas qu'elle soit présente en ce moment en Colombie-Britannique.
Diminution du nombre de proies (cause : changement de l'écosystème naturel)	Faible	Restreinte	Légère	Faible	Les plus récents changements relatifs à l'écosystème marin semblent avoir favorisé les populations d'otaries de la Colombie-Britannique, mais non celles des îles Aléoutiennes et du golfe de l'Alaska.
Prédation par des épaulards	Faible	Généralisée	Légère	Élevée	Les épaulards semblent être la plus importante cause de mortalité constante des otaries, mais les populations d'otaries seraient assez nombreuses pour être maintenues.

Menace	Impact	Portée	Gravité	Immédiateté	Commentaires
Maladie	Faible	Généralisée	Légère	Élevée	À terre, la nature grégaire des otaries les rend susceptibles à la transmission de maladies et à l'introduction de nouveaux pathogènes de sources terrestres.

Pour la plus grande partie du 20^e siècle, le plus important facteur limitatif des effectifs de l'otarie de Steller a été l'abattage par les humains. Récemment, un nombre relativement peu élevé d'individus ont été tués par des Autochtones aux fins de subsistance (pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles autorisées aux termes de la *Loi sur les pêches*) ou abattus dans les salmonicultures et dans les exploitations d'œufs de hareng sur algues (permis nécessaire, délivré par le MPO; Jamieson et Olesiuk, 2001; Olesiuk, 2011), ou encore tués illégalement ou accidentellement lors de la pêche. Cependant, les tendances démographiques de l'otarie de Steller, depuis le milieu des années 1980, laissent croire que cette mortalité demeure dans les limites de maintien d'une population durable.

Même si la chasse survient encore occasionnellement pour la viande et les moustaches (Aboriginal Traditional Knowledge Subcommittee of COSEWIC, 2011), l'utilisation d'otaries de Steller par les Premières Nations semble avoir diminué tout au long du 19^e siècle et, depuis le début du 20^e siècle, la viande d'otarie ne constitue plus un des éléments principaux de leur alimentation (Duff, 1977; Bigg, 1985). En Alaska, selon des enquêtes menées auprès des ménages, environ 200 otaries de Steller ont été prélevées annuellement au cours des dernières années (2000-2007), surtout dans la partie nord de l'aire de répartition (NMFS, 2012). Moins de 5 % des prises (soit environ 8 otaries par année) proviennent du sud-est de l'Alaska (Wolfe, 1997; Wolfe et Hutchinson-Scarborough, 1999; Loughlin et York, 2000; NMFS, 2012), ce qui est probablement indicatif des captures de la chasse autochtone en Colombie-Britannique.

La lutte contre les prédateurs dans les piscicultures et les élevages en bassin de harengs en Colombie-Britannique constitue la plus importante source connue de mortalité liée aux pêches pour les otaries de Steller du Pacifique Nord (Jamieson et Olesiuk, 2001; Olesiuk, 2004; Allen et Angliss, 2012). Au total, 316 otaries de Steller et 21 autres otaries d'espèces non identifiées ont été tuées de 1990 à 2000. Peu d'otaries de Steller étaient abattues annuellement jusqu'au milieu des années 1990 (moins d'une dizaine par an), mais ce nombre a grimpé pour atteindre 91 animaux en 1999 (Jamieson et Olesiuk, 2001). En moyenne, 45,8 otaries de Steller ont été tuées annuellement en Colombie-Britannique de 1999 à 2003 (Olesiuk, 2004). Entre 1989 et 2012, on a rapporté que 3 otaries s'étaient noyées après être restées prises dans des installations d'aquaculture, même si avant 2011, il n'y avait aucune exigence quant au signalement de tels incidents (données inédites du Programme d'intervention auprès des mammifères marins du MPO, Région du Pacifique).

Depuis l'ajout de l'otarie de Steller à la liste des espèces préoccupantes en 2004, la centaine de piscicultures actuellement exploitées dans les eaux britanno-colombiennes ne sont pas autorisées à abattre des otaries de Steller, mais elles peuvent obtenir un permis pour tuer les otaries de Californie et les phoques communs nuisibles (Pêches et Océans Canada, 2011). On ne sait pas si des otaries de Steller sont mal identifiées et abattues (Pêches et Océans Canada, 2011). Cependant, la sensibilisation des marchés états-uniens au tort causé à des mammifères marins à des fins de production salmonicole a probablement fait diminuer le nombre de Pinnipèdes abattus dans des fermes piscicoles au cours des dernières années. Depuis quelques années, le nombre de phoques nuisibles abattus est rendu public en ligne par Pêches et Océans Canada. Toutefois, cette initiative de déclaration publique pourrait avoir entraîné une augmentation du nombre de signalements inexacts (signalement intentionnel de la mauvaise espèce ou aucun signalement du tout) par crainte de répercussions publiques ou juridiques.

Des otaries de Steller se font également tuer de façon accidentelle dans divers types de pêches, notamment la pêche du saumon au filet maillant dérivant et à la senne, mais il n'y a pas assez d'observateurs en Colombie-Britannique pour surveiller adéquatement les niveaux de prises accessoires (Pêches et Océans Canada, 2011). Les otaries prises au piège dans des chaluts ou emmêlées dans des filets dérivants et des filets maillants peuvent se noyer.

En Colombie-Britannique, des données provenant d'observateurs (pêche du poisson de fond) et de registres (pêche du saumon) précisent que 92 otaries de Steller ont été pêchées en tant que prises accessoires entre 1996 et 2012; sur ce nombre, 70 sont mortes et 22 ont été relâchées vivantes. Ces 92 incidents étaient liés aux pêches au chalut de fond (80 %), à la senne (14 %), au filet maillant (3 %) et au chalut pélagique (3 %) (Programme d'intervention auprès des mammifères marins du MPO). Les conséquences de la pêche du poisson de fond peuvent être plus élevées que celles des autres types de pêche parce qu'elle a une couverture par les observateurs de 100 %, alors que la pêche du saumon a une couverture incomplète et que le respect des exigences en matière de déclaration obligatoire est inconnu. En moyenne, on a rapporté annuellement la mort de 4 otaries de Steller résultant de prises accessoires en Colombie-Britannique (excluant les noyades accidentelles dans les installations d'aquaculture). Les autres types de pêches qui peuvent interagir avec les otaries ne font pas l'objet de surveillance humaine ou électronique.

Dans le golfe de l'Alaska et aux îles Aléoutiennes, un minimum de 28,5 otaries de Steller meurent en moyenne chaque année, mais seulement 1 otarie serait la victime des engins de pêche annuellement dans les États de la Californie, de l'Oregon et de l'Alaska (sud-est), d'après les données des observateurs et les données sur les échouages (Loughlin et York, 2000; Allen et Angliss, 2012). Il arrive que des otaries de Steller avalent des poissons déjà capturés dans le cadre de pêches commerciales ou récréatives, et il est assez courant de voir des otaries ayant un hameçon accroché dans l'œsophage ou l'estomac et des leurres à saumon miroitants qui leur sortent de la gueule. Des abattages illégaux et non documentés se produisent en

Colombie-Britannique, car de nombreux pêcheurs considèrent les otaries comme des animaux nuisibles et croient qu'elles ont un impact négatif sur les stocks de poissons. Il existe 5 signalements confirmés de coups de feu tirés vers des otaries de Steller et 5 signalements probables de coups de feu datant de 2007 (Programme d'intervention auprès des mammifères marins du MPO). Cependant, l'étendue réelle des abattages est peu comprise, et l'effet sur les populations d'otaries de Steller est inconnu (Pêches et Océans Canada, 2011).

L'enchevêtrement dans des débris synthétiques est un problème croissant qui touche le monde entier et a été considéré comme un facteur menant au déclin des populations d'autres espèces de Pinnipèdes (Fowler et Merrell, 1986; Fowler, 1988). Des débris tels que des fragments de filet ou des bandes d'emballage peuvent s'enrouler autour du cou des animaux, ce qui peut causer de l'abrasion ou entailler profondément les tissus à mesure que l'animal grandit. Chez l'otarie de Steller, ce type de problème commence à se produire à l'âge de 2 à 4 ans (on ne l'a observé ni chez les nouveau-nés ni chez les otaries de 1 an), les bandes d'emballages et les débris de filet étant le plus souvent en cause (Calkins, 1985; Mate, 1985; Loughlin *et al.*, 1986; Stewart et Yochem, 1987; Fowler, 1988; Raum-Suryan *et al.*, 2009).

Le plus vaste relevé d'otaries enchevêtrées mené dans le nord de la Colombie-Britannique et le sud-est de l'Alaska a permis d'observer que 0,26 % des otaries se trouvant à 69 roqueries et échoueries étaient enchevêtrées dans des débris ou avaient ingéré des engins de pêche (Raum-Suryan *et al.*, 2009). Les bandes d'emballage étaient les éléments le plus souvent pris autour du cou des animaux (54 %), suivi des élastiques (30 %), des filets (7 %), de la corde (7 %) et du monofilament (2 %). Cependant, un grand nombre des débris qu'on trouve en mer ou échoués sur les rivages sont trop gros pour être transportés par l'animal, de sorte que le taux d'enchevêtrement avec des débris observé aux échoueries ne représente peut-être qu'une petite fraction des otaries affectées par des débris, puisque plusieurs se noieraient en mer. Certains animaux avaient ingéré des engins de pêche, dont des leurres à saumon miroitants (80 %), des palangres (12 %), des lignes et des hameçons (4 %), des cuillères et cuillères tournantes (2 %) et des hameçons pour appâts (2 %). Selon des données supplémentaires du Programme d'intervention auprès des mammifères marins du MPO (1998-2012), 53 % des otaries de Steller enchevêtrées avaient des débris autour du cou, et 47 %, des hameçons et des leurres miroitants qui leur sortaient de la gueule. Parmi les éléments pris autour du cou des animaux, 14 % ont été décrits comme des fils/corde divers, 6 %, des filets, 1 %, une pièce d'ancrage, 1 %, des chaînes, et 24 %, des engins/débris non identifiés (objet caché ou non identifiable). Dans l'ensemble, les otaries prises dans des débris marins ou ayant ingéré des engins de pêche peuvent être vouées à une mort lente et cruellement douloureuse à cause de l'infection et de l'incapacité à se nourrir. L'enchevêtrement semble toucher de nombreuses otaries et fait l'objet d'une surveillance, mais les conséquences sur les populations d'otaries de Steller sont inconnues.

Le déplacement ou la dégradation de l'habitat essentiel sont également susceptibles de limiter les populations d'otaries. Les perturbations répétées par des aéronefs, des embarcations, des piétons, des travaux de construction ou des activités de pêche peuvent amener les animaux à quitter temporairement les échoueries et les roqueries (Sandegren, 1970; Calkins et Curatolo, 1980; Johnson *et al.*, 1989; Brown, 1997; Kucey, 2005) et entraîner éventuellement leur abandon permanent (Pike et Maxwell, 1958; Kenyon, 1962). La perturbation acoustique liée à l'exploitation des ressources pétrolières et gazières, le développement d'énergie renouvelable et l'extraction d'autres ressources peut également déranger les animaux (Pêches et Océans Canada, 2011). Les otaries de Steller peuvent s'habituer à un certain niveau de perturbation et certaines échoueries sont situées dans des zones de grande circulation, à proximité de centres urbains importants, comme Vancouver et Victoria (Bigg, 1985; Olesiuk, données inédites).

Des polluants environnementaux, comme les métaux lourds, les polychlorobiphényles (PCB) et d'autres organochlorés (p. ex. le DDT, les dioxines et les furanes) s'accumulent dans les chaînes trophiques marines et ont été observés chez les otaries de Steller de la Colombie-Britannique (Alava *et al.*, 2012). Comme avec les autres mammifères marins, les concentrations de polluants chez l'otarie de Steller (surtout celles des organochlorés) augmentent avec l'âge par bioaccumulation. Les concentrations les plus élevées se trouvent chez les mâles âgés, tandis que les femelles réduisent leur charge de polluants pendant l'allaitement (Lee *et al.*, 1996). Les effets négatifs possibles des contaminants sur les taux de naissance et de survie sont inconnus, mais sont probablement liés à la dose.

Les otaries de Steller peuvent subir les contrecoups d'accidents catastrophiques comme des déversements de produits chimiques et d'hydrocarbures (St. Aubin, 1990), bien que les effets sur les populations n'aient que rarement été prouvés. Les principaux dangers sont probablement le contact avec des accumulations de pétrole lourd lorsque la source du déversement est située à proximité de roqueries et d'échoueries et, dans une moindre mesure, l'absorption par la peau, l'ingestion d'hydrocarbures, directement ou par alimentation, l'exposition aux vapeurs et le salissage partiel du pelage par du pétrole frais (Smith et Geraci, 1975; Engelhardt *et al.*, 1977; Englehardt, 1987; St. Aubin, 1990). Les otaries sont isolées par une couche de graisse, de sorte que la présence d'hydrocarbures dans leur fourrure nuit moins à leur thermorégulation que si elles dépendaient de la fourrure pour être isolées (Kooyman *et al.*, 1976). Un salissage important par un pétrole épais peut nuire à la nage et mener à la noyade (Geraci et St. Aubin, 1980), mais un salissage léger ou dû à un hydrocarbure de faible viscosité disparaît d'habitude par usure au bout de quelques jours (Geraci et Smith, 1976).

Calkins et Pitcher (1982) disent avoir vu, dans le golfe de l'Alaska, des otaries de Steller qui avaient du goudron dans la gorge ainsi qu'autour des lèvres, des mâchoires ou du cou. Lors du déversement de l'*Exxon Valdez* dans la baie Prince William, le pétrole n'est pas demeuré aussi longtemps sur le pelage des otaries de Steller que sur celui des phoques communs (Calkins *et al.*, 1994a). On avait toutefois observé des otaries à proximité du déversement, et les métabolites de leur sang prouvaient qu'elles avaient été exposées à des hydrocarbures. Les naissances prématurées ont été plus fréquentes et la production de petits a été légèrement plus faible au cours de l'année qui a suivi le déversement, mais les données limitées pour la période précédant le déversement ainsi que le déclin continu de la population dans la région rendent difficile l'évaluation statistique de l'impact (Calkins *et al.*, 1994b; Loughlin *et al.*, 1996).

Au cours du déversement du *Nestucca*, qui a touché la côte ouest de l'île de Vancouver en 1988, on a pu observer plusieurs otaries de Steller ayant de petites sections de pelage imprégnées de pétrole (Harding et Englar, 1989). Les signalements de grands nombres d'animaux complètement couverts de pétrole après le déversement concernaient très probablement des otaries de Californie, qui ont un pelage noir (Olesiuk, données inédites). Comme les populations d'otaries de Steller sont dispersées tout le long du littoral de la Colombie-Britannique, les déversements d'hydrocarbures et de produits chimiques peuvent entraîner des baisses locales d'effectifs, surtout dans les roqueries au cours de la saison de reproduction, mais pas un déclin généralisé. Toutefois, si on considère que 70 % des nouveau-nés de la Colombie-Britannique viennent au monde sur les îles Scott, un déversement dans cette zone pendant la saison de mise bas pourrait avoir une incidence importante. Cette menace risque d'augmenter en raison de l'expansion prévue de la navigation à partir du port de Kitimat, en lien avec le projet Northern Gateway, et en raison de la construction d'installations et de pipelines de gaz naturel liquéfié.

Des facteurs environnementaux peuvent aussi limiter les effectifs des populations d'otaries de Steller en modifiant le bassin de proies de l'espèce ou en augmentant sa susceptibilité aux maladies. Les tempêtes peuvent arracher des petits à leurs roqueries (Edie, 1977), et des épisodes d'El Niño ont déjà entraîné des taux de mortalité anormalement élevés en Californie (Allen *et al.*, 1999). L'accent qui est en ce moment mis sur les changements climatiques sensibilise les chercheurs aux fluctuations de l'environnement et les amène à noter de plus en plus de signes d'oscillations décennales ayant une influence sur le biote du Pacifique Nord (Benson et Trites, 2002; Trites *et al.*, 2007c; Maschner *et al.*, 2013).

Les changements environnementaux et les pêches peuvent affecter l'abondance et la disponibilité des proies (voir par exemple Alverson, 1992; Benson et Trites, 2002; Trites *et al.*, 2007c,), ce qui peut influencer sur le comportement de recherche de nourriture des Pinnipèdes et la dynamique de leurs populations (voir par exemple Trillmich et Ono, 1991; Boyd *et al.*, 1994) et, au bout du compte, la capacité de charge du milieu (Trites *et al.*, 1997). L'otarie de Steller consomme en grande partie les mêmes proies que celles recherchées par d'autres prédateurs, dont l'humain (McAlister et Perez, 1976; Kajimura et Loughlin, 1988; Fritz *et al.*, 1995; Wada, 1998; Trites *et al.*, 1999b), mais les effets de cette compétition sont inconnus (Bowen, 1997; Trites, 1997; Trites *et al.*, 1999a).

On a émis l'hypothèse voulant que le déclin de la population de l'Ouest de l'otarie de Steller ait été causé par une diminution de la quantité de proies disponibles, ce qui a entraîné une réduction de la croissance corporelle, de la natalité et, à terme, du taux de survie. Une autre hypothèse attribue le déclin à la hausse de la disponibilité des proies de faible qualité, réduisant ainsi la natalité (Calkins et Goodwin, 1988; Calkins *et al.*, 1998; Pitcher *et al.*, 1998; Trites et Donnelly, 2003; NMFS, 2008). Cependant, le débat concernant l'influence relative des fluctuations naturelles des conditions environnementales, des changements dans les régimes climatiques et océaniques et des effets anthropiques qui peuvent découler des changements climatiques, de la chasse et des pêches commerciales se poursuit (Pascual et Adkinson, 1994; Fritz et Ferrero, 1998; Trites *et al.*, 1999b; Rosen et Trites, 2000a; Shima *et al.*, 2000; Benson et Trites, 2002; Springer *et al.*, 2003; Trites *et al.*, 2007b; Trites *et al.*, 2007c; Bernard *et al.*, 2011; Horning et Mellish, 2012; Maschner *et al.*, 2013).

Les prédateurs naturels jouent peut-être aussi un rôle dans la limitation des populations, surtout lorsque les effectifs sont faibles. De façon générale, l'abondance des otaries de Steller et d'autres prédateurs qui se trouvent près du sommet des chaînes trophiques serait régulée par des processus ascendants liés à la disponibilité des proies (Trillmich et Ono, 1991; Boyd *et al.*, 1994; Trites *et al.*, 1997; Trites *et al.*, 2007c). Cependant, on a récemment émis l'hypothèse selon laquelle certaines populations pourraient être limitées par des processus descendants, comme la prédation par les épaulards (Estes *et al.*, 1998; Springer *et al.*, 2003; Horning et Mellish, 2012). Bien qu'on manque de données détaillées à ce sujet, des modèles indiquent que la prédation par les épaulards pourrait maintenir les populations réduites d'otaries de Steller en deçà de la capacité d'accueil (Guénette *et al.*, 2006; Guénette *et al.*, 2007).

Enfin, les maladies jouent peut-être aussi un rôle dans la limitation des populations de Pinnipèdes, surtout quand la densité de population est élevée (Harwood et Hall, 1990; Lavigne et Schmitz, 1990). L'otarie de Steller est l'hôte de plusieurs maladies : *Leptospira interrogans*, calicivirus, *Chlamydia psittaci*, *Brucella* sp., morbillivirus, influenza A, *Toxoplasma gondii*, virus de l'herpès des Phocidés, parvovirus canin et adénovirus canins 1 et 2 (Burek *et al.*, 2003; Burek *et al.*, 2005). On n'a jamais procédé à un dépistage des maladies des otaries de Steller de la Colombie-Britannique, mais on a effectué des tests sur les quelques carcasses récupérées qui présentaient des signes de maladie (S. Raverty, comm. pers.).

Nombre de localités

Les otaries de Steller sont le plus vulnérables aux menaces lorsqu'elles sont concentrées dans les échoueries et les 5 roqueries (voir le tableau 1). Les roqueries sont des groupes de sites de reproduction situés dans un rayon de 20 km qui seraient vraisemblablement tous touchés par une même catastrophe, telle qu'un déversement d'hydrocarbures. La répartition des échoueries en Colombie-Britannique (voir la figure 4) diminue les menaces posées par de telles catastrophes. Même le risque auquel fait face la forte concentration d'otaries aux 3 sites de reproduction historiques (voir la figure 4) est quelque peu réduit par l'établissement de 2 nouveaux sites de reproduction (depuis 2006) et par le fait qu'environ 40 % de la population demeure aux échoueries durant la saison de reproduction (Olesiuk, 2011).

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

L'otarie de Steller a été désignée « non en péril » en avril 1987 et reclassifiée dans la catégorie « préoccupante » après la mise à jour d'un rapport de situation en novembre 2003. L'évaluation menée en 2003 indique que l'espèce correspond aux critères pour une espèce menacée parce qu'il n'y avait à cette date que trois localités de reproduction en Colombie-Britannique, mais elle a été désignée espèce préoccupante parce que la population augmentait et qu'une immigration de source externe était possible. Comme elle est maintenant désignée espèce préoccupante en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, un plan de gestion des otaries de Steller est en place (Pêches et Océans Canada, 2011). Le COSEPAC a réexaminé son statut et l'a désignée espèce préoccupante en novembre 2013.

La gestion des mammifères marins en eaux canadiennes relève du gouvernement fédéral. Depuis 1970, les otaries sont protégées par divers règlements de la *Loi sur les pêches* appliqués par Pêches et Océans Canada (MPO). Dans la Région du Pacifique, qui renferme toute l'aire de répartition canadienne de l'otarie de Steller, l'espèce a d'abord été protégée par l'article 21 du règlement général sur les pêches de la Colombie-Britannique (*British Columbia Fishery [General] Regulations*), qui établit que nul ne peut pêcher, capturer et détenir, tuer, importuner ou molester un éléphant de mer, un phoque commun, une otarie ou une loutre de mer ou avoir en sa possession un de ces animaux ou toute partie de ceux-ci sauf en vertu d'un permis délivré par le Ministère. Avant sa modification en 1984, le règlement contenait toutefois une disposition accordant une exemption générale aux pêcheurs titulaires d'un permis de pêche commerciale, qui étaient autorisés à importuner ou à tuer des phoques et otaries afin de protéger leurs engins et leurs prises. Cependant, cette disposition n'était pas très connue et, bien qu'on ne dispose d'aucune statistique sur le nombre d'animaux tués à cette époque, des discussions avec des pêcheurs semblent indiquer que ce nombre était probablement restreint.

En 1993, le règlement provincial a été remplacé par un règlement national, le *Règlement sur les mammifères marins*, qui énonce à l'article 7 : « Il est interdit d'importuner un mammifère marin, sauf lors de la pêche des mammifères marins autorisée par le présent règlement. » L'article 5 précise : « Sous réserve de l'article 6 (exclusion pour les Autochtones), il est interdit de pêcher des mammifères marins à moins d'y être autorisé en vertu d'un permis délivré aux termes du présent règlement ou du *Règlement sur les permis de pêche communautaire des Autochtones*. » Le paragraphe 6(1) accorde l'autorisation suivante : « Un Indien ou un Inuk autre qu'un bénéficiaire peut, sans permis, pêcher à des fins alimentaires, sociales ou rituelles les espèces suivantes : a) les phoques ». Depuis l'adoption du Règlement, l'ensemble de la Région du Pacifique a été fermé à la chasse commerciale de tous les mammifères marins, y compris l'otarie de Steller.

Le règlement n'interdit pas seulement de tuer les mammifères marins. En effet, comme l'énonce l'article 11 : « Il est interdit à quiconque n'est pas titulaire d'un permis délivré en vertu du *Règlement de pêche (dispositions générales)* autorisant la pêche des mammifères marins à des fins expérimentales, scientifiques, éducatives ou pour exposition au public : a) de déplacer un mammifère vivant des environs immédiats où il se trouve; b) d'étiqueter ou de marquer ou d'essayer d'étiqueter ou de marquer de quelque façon un mammifère vivant. » Au cours des années 1990, on a octroyé trois permis au consortium de recherche sur les mammifères marins des universités du Pacifique Nord (North Pacific Universities Marine Mammal Consortium), par l'intermédiaire de l'Université de Colombie-Britannique (University of British Columbia), pour autoriser la capture de 15 petits afin de permettre des études en captivité. Six autres petits ont été capturés en 2003.

Depuis que l'otarie de Steller est protégée, soit depuis 1970, un petit nombre d'animaux ont été abattus en Colombie-Britannique en vertu de permis spéciaux. En 1990, le MPO a commencé à octroyer à des entreprises de la côte Ouest (surtout des salmonicultures, mais aussi quelques exploitations d'œufs de hareng sur algues et des entreprises utilisant des nasses) des permis les autorisant à tirer sur des phoques et des otaries qui nuiraient à leurs activités. Le MPO a depuis modifié le *Règlement sur les mammifères marins* pour créer une nouvelle classe de permis autorisant l'abattage de « phoques nuisibles », le règlement incluant parmi les phoques l'otarie de Steller. On définit un phoque nuisible comme un « phoque qui constitue un danger : a) soit pour l'équipement de pêche malgré la prise de mesures dissuasives; b) soit, selon une recommandation scientifique, pour la conservation de stocks de poissons anadromes ou catadromes parce qu'il leur inflige des dommages importants le long des estuaires et dans les rivières et les lacs durant leur migration. » Cependant, l'abattage d'otaries de Steller par les titulaires de permis de chasse des phoques nuisibles a été interdit par le MPO depuis l'inscription comme espèce préoccupante à la *Loi sur les espèces en péril*.

Aux États-Unis, l'otarie de Steller est protégée en vertu de la *Marine Mammal Protection Act*, et a été désignée en voie de disparition (« *endangered* ») dans la partie ouest de son aire de répartition en vertu de l'*Endangered Species Act* (NMFS, 2008). En 2013, le gouvernement des États-Unis a déclassé la population de l'Est (partagée avec le Canada) parce que la population a augmenté et que de nouveaux sites de reproduction ont été établis. L'otarie de Steller n'est pas visée par la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES).

Statuts et classements non juridiques

Le nombre d'otaries de Steller (*Eumetopias jubatus monteriensis*) a augmenté constamment depuis 1979, et en 2011, il était 170 % plus important qu'en 1981. Par conséquent, *E. j. monteriensis* satisfait au critère de la catégorie préoccupation mineure (« *least concern* ») selon la liste rouge de l'UICN (Gelatt et Lowry, 2012).

En 2011, NatureServe Canada a donné à l'otarie de Steller la cote mondiale G3 (à risque modéré), notant que « [l]es quelques colonies reproductrices du Canada, autrefois considérées petites et marginales en comparaison avec celles du centre de l'aire de répartition de l'espèce, dans les Aléoutiennes, représentent maintenant une des rares populations stables d'otaries de Steller » (Cannings *et al.*, 2005; www.natureserve-canada.ca). L'otarie de Steller est donc considérée comme une espèce canadienne dont le statut de conservation à l'échelle mondiale est préoccupant.

Le gouvernement de la Colombie-Britannique a ajouté l'otarie de Steller à sa liste rouge en 1992, essentiellement parce qu'il n'y avait que 3 principales aires de reproduction dans la province, que la population totale n'était que d'environ 10 000 individus et qu'on ne constatait pas de rétablissement de la population après la cessation des abattages massifs (Cannings *et al.*, 1999). Son statut à l'échelle de la province est depuis passé à une espèce de la liste bleue (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, 2012), c'est-à-dire une espèce ou une sous-espèce indigène préoccupante en Colombie-Britannique. Les taxons préoccupants ont des caractéristiques qui les rendent particulièrement sensibles ou vulnérables aux activités humaines ou aux phénomènes naturels. Les taxons de la liste bleue sont en péril, mais ne sont pas disparus du Canada, en voie de disparition ou menacés. À l'échelle provinciale, l'otarie de Steller est classée S2S3B, S3N (depuis 2007), et la priorité de son cadre de conservation est de 2 (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, 2012). L'espèce est considérée en péril à vulnérable dans les aires de reproduction, et vulnérable pendant la période internuptiale.

Protection et propriété de l'habitat

Les roqueries de reproduction des îles Scott, ainsi que plusieurs échoueries de cet archipel, sont également désignées réserves écologiques en vertu de l'*Ecological Reserves Act* de la Colombie-Britannique. La roquerie du cap St. James a déjà été elle aussi une réserve écologique, mais cette désignation a été supplantée par la création, en 1987, de la réserve de parc national Gwaii Haanas aux termes de la *Loi sur les parcs nationaux du Canada*. La réserve de parc national Gwaii Haanas est cogérée par le gouvernement fédéral et la nation haïda. En 2010, on a établi la réserve d'aire marine nationale de conservation Gwaii Haanas, qui protège 3 500 km² d'eaux marines autour de la réserve de parc national. Ainsi, 3 des 5 aires de reproduction existantes sont protégées (seules celles des rochers North Danger et Virgin ne le sont pas). Le prélèvement de ressources est interdit et les visites sont contrôlées par un système de permis.

La *Loi sur les océans*, entrée en vigueur en 1996, protège également l'habitat des mammifères marins en autorisant la création de zones de protection marine (ZPM) visant à protéger les espèces non commerciales ainsi que les espèces menacées ou en voie de disparition. D'ailleurs, une des deux premières ZPM à avoir été établies sur le littoral canadien du Pacifique est celle des rochers Race, en partie parce que ceux-ci étaient reconnus comme une importante échouerie hivernale pour les otaries de Steller et les otaries de Californie.

La gestion des mammifères marins dans les eaux états-uniennes adjacentes à la Colombie-Britannique est une responsabilité fédérale aux États-Unis, et les otaries de Steller sont protégées contre les perturbations et l'abattage en vertu de la *Marine Mammal Protection Act* (MMPA) de 1972. En raison des importants déclin d'effectifs qui ont eu lieu dans le golfe de l'Alaska et aux îles Aléoutiennes, la population d'otaries de Steller de l'Ouest est considérée comme effondrée (« *depleted* ») aux termes de la MMPA et a été désignée en voie de disparition (« *endangered* ») en 1997 aux termes

de l'*Endangered Species Act* des États-Unis (62 US Federal Register 24345, 5 mai 1977). Bien qu'on n'ait pas observé de diminution d'effectifs semblable au sud de la baie Prince William, la population de l'Est a été désignée menacée (« *threatened* ») aux États-Unis, principalement parce qu'on craignait que le déclin observé dans l'ouest ne s'étende à cette population (ce qui ne s'est pas produit) et qu'on avait des incertitudes entourant les hypothèses à confirmer à propos de la distinction génétique entre les deux populations (qui se sont révélées infondées). Les États-Unis considèrent retirer la population de l'Est de la liste des espèces en voie de disparition en raison de sa croissance (NMFS, 2012). L'inscription de la population de l'Ouest a mené à un ensemble de mesures de gestion visant à protéger l'habitat essentiel de l'otarie de Steller : création de zones interdites de 3 milles marins autour des roqueries de reproduction, interdiction de la pêche au chalut de fond dans un rayon de 10 à 20 milles marins autour de certaines roqueries, réallocation spatiale et temporelle des quotas et, dans certains cas, fermeture des pêches à la goberge de l'Alaska et au maquereau d'Atka (*Pleurogrammus monopterygius*). On a élaboré un plan de rétablissement de l'otarie de Steller (NMFS, 1992; NMFS, 2008).

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

On remercie les personnes suivantes pour leurs commentaires consciencieux et éclairés : Jane Watson, Randall Reeves, Michael Kingsley, Hal Whitehead, Lisa Spaven, Christie Whelan, Justine Mannion, Caroline Girard, Helen Davis et Syd Cannings.

SOURCES D'INFORMATION

- Aboriginal Traditional Knowledge Subcommittee of COSEWIC. 2011. ATK source report on Steller Sea Lion (*Eumetopias jubatus*), Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Environnement Canada, Ottawa (Ontario), 43 p.
- Ainley, D.G., C.S. Strong, H.R. Huber, T.J. Lewis et S.H. Morrell. 1981. Predation by sharks on pinnipeds at the Farallon Islands, *Fisheries Bulletin* 78:941-945.
- Alaska Sea Grant. 1993. Is it food? Addressing marine mammal and sea bird declines, University of Alaska Sea Grant, 93-01, Fairbanks (Alaska).
- Alava, J.J., D. Lambourn, P. Olesiuk, M. Lance, S.J. Jeffries, F.A.P.C. Gobas et P.S. Ross. 2012. PBDE flame retardants and PCBs in migrating Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in the Strait of Georgia, British Columbia, Canada, *Chemosphere* 88:855-864.
- Allen, B.M., et R.P. Angliss. 2012. Alaska marine mammal stock assessments, 2011, National Marine Fisheries Service (NMFS), Alaska Fisheries Science Center (AFSC), NOAA Technical Memorandum NMFS-AFSC-234, 288 p.

- Allen, J.A. 1880. History of North American pinnipeds, a monograph of the walruses, sea-lions, sea-bears, and seals of North America, *U.S. Geol. Geogr. Surv. Terr., Misc. Publ.* 12.
- Allen, S.G., H. Nevins, D. Notthelfer, J. Pettee, D. Press et S. Waber. 1999. ENSO effects on pinnipeds at Point Reyes [résumé], Wildlife Society 6th Annual Conference, 7-11 septembre 1999, Austin (Texas).
- Alverson, D. 1992. A review of commercial fisheries and the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*): the conflict arena, *Reviews in Aquatic Sciences* 6:203-256.
- Andrews, R.D. 1999. Preliminary progress report of Steller sea lion (SSL) foraging ecology studies, présentation lors du Steller Sea Lion Research Peer Review Feeding Ecology Workshop, Seattle (État de Washington), 11-12 février 1999.
- Andrews, R.D., D.G. Calkins, R.W. Davis, B.L. Norcross, K. Peijnenberg et A.W. Trites. 2002. Foraging behavior and energetics of adult female Steller sea lions, p. 19-20, in D. DeMaster et S. Atkinson (éd.). Steller sea lion decline: Is it food II?, University of Alaska Fairbanks, Alaska Sea Grant College Program (rapport n° AK-SG-02-02), Fairbanks (Alaska).
- Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique. 2012. B.C. species and ecosystems explorer, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : <http://a100.gov.bc.ca/pub/eswp/> (consulté le 3 septembre 2012; en anglais seulement).
- Baker, A.R., T.R. Loughlin, V. Burkanov, C.W. Matson, R.G. Trujillo, D.G. Calkins, J.K. Wickliffe et J.W. Bickham. 2005. Variation of mitochondrial control region sequences of Steller sea lions: the three-stock hypothesis, *Journal of Mammalogy* 86:1075-1084.
- Ban, S., J. Porter, M. Foreman et A.W. Trites. 2003. Marine habitat characteristics of haulout sites used by Steller sea lions in British Columbia, Canada, en préparation.
- Ban, S., et A.W. Trites. 2007. Quantification of terrestrial haul-out and rookery characteristics of Steller sea lions, *Marine Mammal Science* 23:496-507.
- Barrett-Lennard, L.G., K. Heise, E. Saulitis, G. Ellis et C. Matkin. 1995. The impact of killer whale predation on Steller sea lion populations in British Columbia and Alaska, University of British Columbia, Fisheries Centre, 2204, Main Mall, Vancouver (Colombie-Britannique) V6T 1Z4, rapport inédit, 77 p.
- Beach, R.J., A.C. Geiger, S.J. Jeffries, S.D. Treacy et B.L. Routman. 1985. Marine mammals and their interactions with fisheries of the Columbia River and adjacent waters, 1980-82, Department of Commerce des États-Unis, NWAFC Processed Report 85-04, 316 p.
- Benson, A.J., et A.W. Trites. 2002. Ecological effects of regime shifts in the Bering Sea and eastern North Pacific Ocean, *Fish and Fisheries* 3:95-113.

- Bernard, D.R., S.J. Jeffries, G. Knapp et A.W. Trites. 2011. An independent, scientific review of the Biological Opinion (2010) of the National Marine Fisheries Service Fisheries Management Plan for the Bering Sea/Aleutian Islands management areas, in Department of Fish and Game de l'Alaska, Special Publication 11-16, Anchorage (Alaska), 136 p.
- Beverton, R.J.H. 1985. Analysis of marine mammal-fisheries interaction, p. 3-33, in J. R. Beddington, R.J.H. Beverton et D.M. Lavigne (éd.), *Marine mammals and fisheries*, George Allen & Unwin, Londres (ROYAUME-UNI).
- Bickham, J.W., J.C. Patton et T.R. Loughlin. 1996. High variability for control-region sequences in a marine mammal: implications for conservation and biogeography of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*), *Journal of Mammalogy* 77:95-108.
- Bigg, M.A. 1984. Sighting and kill data for the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) and California sea lion (*Zalophus californianus*) in British Columbia, 1892-1982, with some records from Washington and southeastern Alaska, Nanaimo (Colombie-Britannique), *Rapport statistique canadien des sciences halieutiques* 460, 191 p.
- Bigg, M.A. 1985. Status of Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) and California sea lion (*Zalophus californianus*) in British Columbia, *Pub. spé. can. sci. halieut. aquat.* 77:1-20.
- Bigg, M.A. 1988. Status of the Steller sea lion *Eumetopias jubatus* in Canada, *Canadian Field Naturalist* 102:315-336.
- Bigg, M.A., G.M. Ellis, P. Cottrell et L. Milette. 1990. Predation by harbour seals and sea lions on adult salmon in Comox Harbour and Cowichan Bay, British Columbia, *Rapport statistique canadien des sciences halieutiques* 1769:1-31.
- Bowen, W.D. 1997. Role of marine mammals in aquatic ecosystems, *Marine Ecology Progress Series* 158:267-274.
- Boyd, I.L., J.P.Y. Arnould, T. Barton et J.P. Croxall. 1994. Foraging behaviour of Antarctic fur seals during periods of contrasting prey abundance, *Journal of Animal Ecology* 63:703-713.
- Braham, H.W., R.D. Everitt et D.J. Rugh. 1980. Northern sea lion decline in the eastern Aleutian Islands, *Journal of Wildlife Management* 44:25-33.
- Brandon, E.A.A., R.W. Davis, S. Kanatous, D.G. Calkins et T.R. Loughlin. 1996. Pup condition and growth rates in declining and stable populations of Steller sea lions in Alaska, in *Steller sea lion recovery investigations in Alaska, 1992-1994*, Department of Fish and Game de l'Alaska, Division of Wildlife Conservation, Wildlife Technical Bulletin 13, 62-68 p.
- Brenton, C.M. 1977. Inter and intraspecific behaviour of *Eumetopias jubatus* and *Zalophus californianus* on a winter haulout area, thèse de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), 131 p.

- Brown, R.F., et S.D. Reimer. 1992. Steller sea lion counts in Oregon during June and July, 1975-1991, rapport interne, Nongame Wildlife Program, Department of Fish and Wildlife de l'Oregon, Newport (Oregon), 97365, 12 p.
- Brown, R.F. 1997. Pinnipeds in Oregon: status of populations and conflicts with fisheries, fish resources and human activities, in G. Stone, J. Goebel et S. Webster (éd.). Pinniped populations, East North Pacific: status, trends and issues, 127th Annual Meeting American Fisheries Society, 28 août 1997, Monterey (Californie).
- Burek, K.A., F.M.D. Gulland, G. Sheffield, E. Keyes, T.R. Spraker, A.W. Smith, D.E. Skilling, J. Evermann, J.L. Stott et A.W. Trites. 2003. Disease agents in Steller sea lions in Alaska: a review and analysis of serology data from 1975-2000, *Fisheries Centre Research Reports*, 26 p.
- Burek, K.A., F.M.D. Gulland, G. Sheffield, K.B. Beckmen, E. Keyes, T.R. Spraker, A.W. Smith, D.E. Skilling, J.F. Evermann, J.L. Stott, J.T. Saliki et A.W. Trites. 2005. Infectious disease and the decline of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska, USA: Insights from serologic data, *Journal of Wildlife Diseases* 41:512-524.
- Burkanov, V.N. 2000. Steller's sea lion population status and dynamics in Russian waters in 1989-1999, *Marine Mammals of the Holarctic Regions: Materials from International Conference*, Archangelsk (RUSSIE), 21-23 septembre 2000, p. 56-65 (en russe).
- Calkins, D. 1985. Steller sea lion entanglement in marine debris, p. 308-314, in R.S. Shomura et H.O. Yoshida (éd.), *Proceedings of the workshop on the fate and impact of marine debris*, NOAA-TM-NMFS-SWFC-54, Honolulu.
- Calkins, D., E. Becker, T.R. Spraker et T.R. Loughlin. 1994a. Impacts on Steller Sea Lions, p. 119-139, in *Marine Mammals and the Exxon Valdez*, Academic Press, Inc.
- Calkins, D.G., et J.A. Curatolo. 1980. Marine mammals of Lower Cook Inlet and the potential for impact from outer continental shelf oil and gas exploration, development and transport, rapport inédit d'ADF&G, 81 p.
- Calkins, D.G., et K.W. Pitcher. 1982. Population assessment, ecology and trophic relationships of Steller sea lions in the Gulf of Alaska, p. 445-546, *Environmental assessment of the Alaskan continental shelf: final reports of principal investigators*, Dept. of Commer. des États-Unis, NOAA, Juneau (Alaska).
- Calkins, D.G., et E. Goodwin. 1988. Investigation of the declining sea lion population in the Gulf of Alaska, Department of Fish and Game de l'Alaska, Anchorage (Alaska), rapport inédit, 76 p.
- Calkins, D.G., E. Becker, T.R. Spraker et T.R. Loughlin. 1994b. Impacts on the distribution and abundance of Steller sea lions in Prince William Sound and the Gulf of Alaska, p. 119-137, in T. R. Loughlin (éd.), *Marine mammals and the Exxon Valdez*, Academic Press, San Diego.

- Calkins, D.G., et K.W. Pitcher. 1996. Steller sea lion movements, emigration and survival, p. 34-40. Steller sea lion recovery investigations in Alaska, 1992-1994, in Pitcher, K.W. (compilateur). Wildlife Technical Bulletin No. 13, Department of Fish and Game de l'Alaska, 333 Raspberry Road, Anchorage (Alaska), 99518.
- Calkins, D.G., E.F. Becker et K.W. Pitcher. 1998. Reduced body size of female Steller sea lions from a declining population in the Gulf of Alaska, *Marine Mammal Science* 14:232-244.
- Calkins, D.G., D.C. McAllister, K.W. Pitcher et G.W. Pendleton. 1999. Steller sea lion status and trend in Southeast Alaska: 1979-1997, *Marine Mammal Science* 15:462-477.
- Cannings, S., M. Anions, R. Rainer et B. Stein. 2005. *La terre de nos aïeux : les espèces canadiennes préoccupantes à l'échelle globale*, NatureServe Canada, Ottawa (Ontario), 44 p.
- Cannings, S.G., L.R. Ramsay, D.F. Fraser et M.A. Fraker. 1999. Rare amphibians, reptiles, and mammals of British Columbia. Wildlife Branch and Resources Inventory Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), 198 p.
- Committee on Taxonomy. 2012. List of marine mammal species and subspecies. Society for Marine Mammalogy, disponible à l'adresse: www.marinemammalscience.org (consulté en octobre 2012; en anglais seulement).
- Daniel, R.G. 2003. The timing of moulting in wild and captive Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*), thèse de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), CANADA, 64 p.
- DeMaster, D., et S. Atkinson (éd). 2002. Steller sea lion decline: is it food II?, University of Alaska Sea Grant, AK-SG-02-02.
- Duff, W. 1977. The Indian history of British Columbia, Vol. 1. The impact of the White man. Anthropology in British Columbia, mémoire n° 5, British Columbia Provincial Museum, Victoria (Colombie-Britannique), 117 p.
- Edie, A.G. 1977. Distribution and movements of Steller sea lion cows (*Eumetopias jubatus*) on a pupping colony, thèse de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), Canada, 81 p.
- Elliot, H.W. 1882. The sea lion (*Eumetopias stelleri*). A monograph of the seal-islands of Alaska., U.S. Commission of Fish and Fisheries Spec. Bull., Govt. Printing Office, Washington D.C.
- Engelhardt, F.R., J.R. Geraci et T.G. Smith. 1977. Uptake and clearance of petroleum hydrocarbons in the ringed seal, *Phoca hispida*, *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34:1143-1147.
- Engelhardt, F.R. 1987. Assessment of the vulnerability of marine mammals to oil pollution, p. 101-115, in J. Kuiper et W. J. Van den Brink (éd.). Fate and effects of oil in marine ecosystems, Martinus Nijhoff Publishers, Boston (Massachusetts).

- Estes, J.A., M.T. Tinker, T.M. Williams et D.F. Doak. 1998. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems, *Science* 282:473-476.
- Fiscus, C.H. 1961. Growth in the Steller sea lion, *Journal of Mammalogy* 47:195-200.
- Fisher, D.H. 1981. Studies on the biology of sea lions in British Columbia, *National Geographic Society Research Report* 13:215-219.
- Fisher, R.A. 1958. The genetical theory of natural selection, Dover, New York (New York), 291 p.
- Ford, J.K.B., G.M. Ellis, L.G. Barrett-Lennard, A.B. Morton, R.S. Palm et K.C. Balcomb III. 1998. Dietary specialization in two sympatric populations of killer whales (*Orcinus orca*) in coastal British Columbia and adjacent waters, *Canadian Journal of Zoology* 76:1456-1471.
- Fowler, C.W., et T.R. Merrell. 1986. Victims of plastic technology, *Alaska Fish Game* 18:34-37.
- Fowler, C.W. 1988. A review of seal and sea lion entanglement in marine fishing debris, National Marine Mammal Laboratory, Seattle (État de Washington), manuscrit inédit.
- Fritz, L.W., R.C. Ferrero et R.J. Berg. 1995. The threatened status of Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*, under the Endangered Species Act: effects on Alaska groundfish fisheries management, *Marine Fisheries Review* 5:14-27.
- Fritz, L.W., et R.C. Ferrero. 1998. Options in Steller sea lion recovery and groundfish fishery management, *Biosphere Conservation* 1:7-19.
- Gelatt, T., et L. Lowry. 2012. *Eumetopias jubatus*, in IUCN 2014, IUCN Red List of Threatened Species, version 2014.1, disponible à l'adresse : www.iucnredlist.org (consulté le 16 juin 2014; en anglais seulement).
- Gentry, R.L. 1970. Social behavior of the Steller sea lion, thèse de doctorat, University of California, Santa Cruz (Californie), ÉTATS-UNIS, 113 p.
- Gentry, R.L. 1974. The development of social behavior through play in the Steller sea lion, *Amer. Zool.* 14:391-403.
- Gentry, R.L., et J.H. Johnson. 1981. Predation by sea lions on northern fur seal neonates, *Mammalia* 45:423-430.
- Geraci, J.R., et T.G. Smith. 1976. Direct and indirect effects of oil on ringed seals (*Phoca hispida*) of the Beaufort Sea, *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 33:1976-1984.
- Geraci, J.R., et D.J. St. Aubin. 1980. Offshore petroleum resource development and marine mammals: a review and research recommendations, *Marine Fisheries Review* 42:1-12.
- Gerlinsky, C.D., D.A.S. Rosen et A.W. Trites. 2013. High diving metabolism results in a short aerobic dive limit for Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*), *Journal of Comparative Physiology B*:DOI 10.1007/s00360-013-0742-7.

- Ghai, R., et S.J. Insley. 2011. Probable effects of resident and transient killer whales (*Orcinus orca*) on the activity levels of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) at Carmanah Point, British Columbia, *Marine Mammal Science* 27:E227-E233.
- Gisiner, R.C. 1985. Male territorial and reproductive behaviour in the Steller sea lion, *Eumetopias jubatus*, thèse de doctorat, University of California, Santa Cruz, 146 p.
- Gregg, E.J., et A.W. Trites. 2008. A novel presence-only validation technique for improved Steller sea lion *Eumetopias jubatus* critical habitat descriptions, *Marine Ecology Progress Series* 365:247-261.
- Guénette, S., S.J.J. Heymans, V. Christensen et A.W. Trites. 2006. Ecosystem models show combined effects of fishing, predation, competition, and ocean productivity on Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:2495-2517.
- Guénette, S., S.J.J. Heymans, V. Christensen et A.W. Trites. 2007. Ecosystem models of the Aleutian Islands and Southeast Alaska show that Steller sea lions are impacted by killer whale predation when sea lion numbers are low, p. 150-154, in J.F. Piatt et S.M. Gende (éd.), *Proceedings of the Fourth Glacier Bay Science Symposium*, Geological Survey des États-Unis, Juneau (Alaska).
- Hancock, D. 1970. California sea lion as a regular winter visitant off the British Columbia coast, *Journal of Mammalogy* 51:614.
- Harding, L.E., et J.R. Englar. 1989. The Nestucca oil spill: fate and effects to May 31, 1989, Service de la protection de l'environnement, Région du Pacifique et du Yukon, Regional Program Report (Vancouver) 89-01.
- Harwood, J., et A. Hall. 1990. Mass mortality in marine mammals: its implications for population dynamics and genetics, *Trends in Ecology and Evolution* 5:254-257.
- Hastings, K.K., L.A. Jemison, T.S. Gelatt, J. Laake, G. Pendleton, J.C. King, A.W. Trites et K.W. Pitcher. 2011. Cohort effects and spatial variation in age-specific survival of Steller sea lions from southeastern Alaska, *Ecosphere* 2:111, système DOI : 10.1890/ES11-00215.
- Higgins, L. 1984. Maternal behavior and attendance patterns of the Steller sea lion in California, thèse de maîtrise ès sciences, University of California, Santa Cruz.
- Hood, W.R., et K.A. Ono. 1997. Variation in maternal attendance patterns and pup behaviour in a declining population of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*), *Canadian Journal of Zoology* 75:1241-1246.
- Horning, M., et J.-A.E. Mellish. 2012. Predation on an upper trophic marine predator, the Steller sea lion: evaluating high juvenile mortality in a density dependent conceptual framework, *PLOS ONE* 7(1): e30173, système DOI : 10.1371/journal.pone.0030173.
- Hui, T.C.Y. 2011. Steller sea lions and fisheries: competition at sea?, thèse de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), 114 p.

- Jameson, R.J., et K.W. Kenyon. 1977. Prey of sea lions in the Rogue River, Oregon, *Journal of Mammalogy* 58:672.
- Jamieson, G.S., et P.F. Olesiuk. 2001. Salmon farm - pinniped interactions in British Columbia: an analysis of predator control, its justification and alternative approaches, Secrétariat canadien de consultation scientifique, document de recherche 2001/142, 75 p.
- Jefferson, T.A., S. Leatherwood et M.A. Webber. 1994. Marine mammals of the world, FAO species identification guide, Programme des Nations Unies pour l'environnement, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, 320 p.
- Johnson, S.R., J.J. Burns, C.I. Malme et R.A. Davis. 1989. Synthesis of information on the effects of noise and disturbance on major haulout concentrations of the Bering Sea pinnipeds, document présenté au Mineral Management Service, Department of Interior des États-Unis, contrat n° 14-12-0001-30361, LGL Alaska Research Associates, 505 Northern Lights Blvd., suite 210, Anchorage (Alaska) 99503.
- Kajimura, H., et T.R. Loughlin. 1988. Marine mammals in the oceanic food web of the eastern subarctic Pacific Bull, Ocean Res. Inst. (Tokyo), Bull. Ocean Res. Inst. (University of Tokyo) 26:187-223.
- Kastelein, R.A., N. Vaughan et P.R. Wiepkema. 1990. The food consumption of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*), *Aquatic Mammals* 15:137-144.
- Kenyon, K.W., et V.B. Scheffer. 1955. The seals, sea-lions and sea otter of the Pacific coast: descriptions, life history notes, photographs and drawings, U.S. Fish and Wildlife Service Circular No. 32.
- Kenyon, K.W., et D.W. Rice. 1961. Abundance and distribution of the Steller sea lion, *Journal of Mammal* 42:223-234.
- Kenyon, K.W. 1962. History of the Steller sea lion at the Pribilof Islands, Alaska, *Journal of Mammal* 43:68-75.
- Klimley, A.P., S.D. Anderson, P. Pyle et R. Henderson. 1992. Spatiotemporal patterns of white shark (*Carcharodon carcharias*) predation at the South Farallon Islands, California, *Copeia* 680-690.
- Klimley, A.P., B.J.L. Boeuf, K.M. Cantara, J.E. Richert, S.F. Davis, S.V. Sommeran et J.T. Kelly. 2001. The hunting strategy of white sharks (*Carcharodon carcharias*) near a seal colony, *Marine Biology* 138:617-636.
- Kooyman, G.L., R.L. Gentry et W.B. McAlister. 1976. Physiological impact of oil on pinnipeds, rapport final, Research Unit 71 du Department of Interior des États-Unis, Bureau of Land Management OCSEAP, 23 p.
- Kucey, L. 2005. Human disturbance and the hauling out behaviour of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*), thèse de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver, 67 p.

- Kucey, L., et A.W. Trites. 2006. A review of the potential effects of disturbance on sea lions: assessing response and recovery, p. 581-589, in A.W. Trites, S.K. Atkinson, D.P. DeMaster, L.W. Fritz, T.S. Gelatt, L.D. Rea et K.M. Wynne (éd.). *Sea lions of the world*, Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska Fairbanks.
- Lavigne, D.M., et O.J. Schmitz. 1990. Global warming and increasing population densities: a prescription for seal plagues, *Marine Pollution Bulletin* 21:280-284.
- Lee, J.S., S. Tanabe, H. Umino, R. Tatsukawa, T.R. Loughlin et D.C. Calkins. 1996. Persistent organochlorines in Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) from the bulk of Alaska and the Bering Sea, 1976-1981, *Marine Pollution Bulletin* 32:535-544.
- Lewis, J.P. 1987. An evaluation of a census-related disturbance of Steller sea lions, thèse de maîtrise ès sciences, University of Alaska, Fairbanks (Alaska), 93 p.
- Loughlin, T.R., D.J. Rugh, et C.H. Fiscus. 1984. Northern sea lion distribution and abundance: 1956-1980, *J. Wildl. Manage.* 48:729-740.
- Loughlin, T.R., P.J. Gearin, R.L. DeLong et R.L. Merrick. 1986. Assessment of net entanglement on northern sea lions in the Aleutian Islands, 25 June-15 July 1985, Alaska Fisheries Science Center, Seattle (État de Washington), NWAFC Processed Rep. 86-02, 50 p.
- Loughlin, T.R., A.S. Perlov et V.A. Vladimirov. 1992. Range-wide survey and estimation of total number of Steller sea lions in 1989, *Marine Mammal Science* 8:220-239.
- Loughlin, T.R., B.E. Ballachey et B.A. Wright. 1996. Overview of studies to determine injury caused by the Exxon Valdez oil spill to marine mammals, *Amer. Fish. Soc. Symp.* 18:798-808.
- Loughlin, T.R. 1997. Using the phylogeographic method to identify Steller sea lion stocks, p. 159-171, in A. Dizon, S.J. Chivers et W.F. Perrin (éd.). *Molecular genetics of marine mammals*, publication spéciale n° 3 de la Society for Marine Mammalogy.
- Loughlin, T.R. 1998. The Steller sea lion: A declining species, *Biosphere Conservation* 1:91-98.
- Loughlin, T.R., A.S. Perlov, J.D. Baker, S.A. Blokhin et A.G. Makhnyr. 1998. Diving behavior of adult female Steller sea lions in the Kuril Islands, Russia, *Biosphere Conservation* 1:21-31.
- Loughlin, T.R., et A.E. York. 2000. An accounting of the sources of Steller sea lion, *Eumetopias jubatus*, mortality, *Mar. Fish. Rev.* 62:40-45.
- Loughlin, T.R. 2009. Steller sea lion, p. 1107-1110, in W.F. Perrin, B. Wursig et H.G.M. Thewissen (éd.). *Encyclopedia of marine mammals*, Academic Press, San Diego.
- Maniscalco, J.M., P. Parker et S. Atkinson. 2006. Interseasonal and interannual measures of maternal care among individual Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*), *Journal of Mammalogy* 87:304-311.

- Maniscalco, J.M., K.R. Harris, S. Atkinson et P. Parker. 2007. Alloparenting in Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*): correlations with misdirected care and other observations, *Journal of Ethology* 25:125-131.
- Marcotte, M.L. 2006. Steller Watch: timing of weaning and seasonal patterns in numbers and activities of Steller sea lions at a year-round haulout site in Southeast Alaska, thèse de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), 74 p.
- Martin, R.A. 2004. Northerly distribution of white sharks, *Carcharodon carcharias*, in the eastern Pacific and relation to ENSO events, *Marine Fisheries Review* 66:16-26.
- Maschner, H.D.G., A.W. Trites, K.L. Reedy-Maschner et M. Betts. 2013. The decline of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in the North Pacific: insights from indigenous people, ethnohistoric records and archaeological data, *Fish and Fisheries*, système DOI : 10.1111/faf.12038.
- Mate, B.R. 1977. Aerial censusing of pinnipeds in the eastern Pacific for assessment of population numbers, migratory distributions, rookery stability, breeding effort and recruitment, rapport à la Marine Mammal Commission, contrat n° MMC-75/01, Marine Mammal Commission, Washington D.C., disponible auprès du Natl. Tech. Inf. Serv., Springfield (Virginie), PB 265-859, 67 p.
- Mate, B.R. 1985. Incidents of marine mammal encounters with debris and active fishing gear, p. 453-457, in R.S. Shomura et H.O. Yoshida (éd.), Proceedings of the workshop on the fate and impact of marine debris, NOAA-TM-NMFS-SWFC-54, Honolulu.
- Mathews, E.A., et M.D. Adkison. 2010. The role of Steller sea lions in a large population decline of harbor seals, *Marine Mammal Science* 26:803-836.
- Mathisen, O.A., et R.J. Lopp. 1963. Photographic census of the Steller sea lion herds in Alaska, 1956-58, Fish and Wildlife Service des États-Unis, *Spec. Sci. Rep. Fish.* 424:20.
- McAlister, W.B., et M.A. Perez. 1976. Ecosystem dynamics, birds and marine mammals, Part I: Preliminary estimates of pinniped-fish relationships in the Bering Sea, Northwest Fisheries Center, Fisheries Science Center of Alaska, Seattle (État de Washington), rapport final – Final report for Environmental Assessment of the Alaskan Continental Shelf, RU-77.
- McKenzie, J., et K.M. Wynne. 2008. Spatial and temporal variation in the diet of Steller sea lions in the Kodiak Archipelago, 1999 to 2005, *Marine Ecology Progress Series* 360:263-283.
- Merrick, R.L. 1987. Behavioral and demographic characteristics of northern sea lion rookeries, thèse de maîtrise ès sciences, Oregon State University, Corvallis.
- Merrick, R.L., T.R. Loughlin et D.G. Calkins. 1987. Decline in abundance of the northern sea lion, *Eumetopias jubatus*, in Alaska, 1956-1986, *Fisheries Bulletin* 85:351-365.

- Merrick, R.L., R. Brown, D.G. Calkins et T.R. Loughlin. 1995. A comparison of Steller sea lion, *Eumetopias jubatus*, pup masses between rookeries with increasing and decreasing populations, *Fishery Bulletin* 93:735-758.
- Merrick, R.L. 1997. Current and historical roles of apex predators in the Bering Sea ecosystem, *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 343-356.
- Merrick, R.L., et T.R. Loughlin. 1997. Foraging behavior of adult female and young-of-year Steller sea lions in Alaskan waters, *Canadian Journal of Zoology* 75:776-786.
- Milette, L.L., et A.W. Trites. 2003. Maternal attendance patterns of lactating Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) from a stable and a declining population in Alaska, *Canadian Journal of Zoology* 81:340-348.
- Miller, W., et J.E. Miller. 1848. Traduction de G.W. Steller. 1751. Habits and characteristics of sea lions, in D.S. Jordan (éd.), *The fur seals and fur-seal islands of the North Pacific Ocean*, Part 3. Mem. Imp. Academy Sciences in St. Petersburg for the year 1849, Government Printing Office, Washington D.C.
- Morton, A.B. 1990. A quantitative comparison of the behaviour of resident and transient forms of the killer whale off the central British Columbia coast, rapport de l'International Whaling Commission, numéro spécial 12:245-248.
- Newcombe, C.F., et W.A. Newcombe. 1914. Sea-lions on the coast of British Columbia, Report of the Commission of Fisheries for 1913, 131-139 p.
- NMFS (National Marine Fisheries Service). 1992. Recovery Plan for the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*), préparé par la Steller Sea Lion Recovery Team pour le National Marine Fisheries Service, Silver Spring (Maryland), 92 p.
- NMFS (National Marine Fisheries Service). 2008. Recovery plan for the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*), révision, National Marine Fisheries Service, Silver Spring (Maryland), 325 p.
- NMFS (National Marine Fisheries Service). 2012. Draft status review of the eastern distinct population segment of Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*), Protected Resources Division, Alaska Region, National Marine Fisheries Service, 709 West 9th St, Juneau (Alaska) 99802, 106 p. + annexes.
- O'Corry-Crowe, G., B.L. Taylor, T. Gelatt, T.R. Loughlin, J. Bickham, M. Basterretche, K.W. Pitcher et D.P. DeMaster. 2006. Demographic independence along ecosystem boundaries in Steller sea lions revealed by mtDNA analysis: implications for management of an endangered species, *Canadian Journal of Zoology* 84:1796-1809.
- O'Daniel, D., et J.C. Schneeweis. 1992. Steller sea lion, *Eumetopias jubatus*, predation on Glaucous-winged gulls, *Larus glaucescens*, *Canadian Field Naturalist* 106:268.
- Olesiuk, P.F., et M.A. Bigg. 1988. Seals and sea lions in British Columbia, ministère des Pêches et des Océans, publication spéciale, 12 p.
- Olesiuk, P.F., D. Burles, G. Horonowitsch et T.G. Smith. 1993. Aerial censuses of pinnipeds in the Queen Charlotte Islands, 1 July - 1 August, 1992, Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2217.

- Olesiuk, P.F. 2004. Status of sea lions (*Eumetopias jubatus* and *Zalophus californianus*) wintering off southern Vancouver Island, Comité national d'examen par les pairs sur les mammifères marins, document de travail n° 2004-03.
- Olesiuk, P.F., D.G. Calkins, K.W. Pitcher, W.L. Perryman, C. Stinchcomb et M. Lynn. 2008. Évaluation des dénombrements de petits de l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*) à partir d'images 35 mm prises à angle oblique, Secrétariat canadien de consultation scientifique, document de recherche 2008/64.
- Olesiuk, P.F. 2011. Abondance de l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*) en Colombie-Britannique, Secrétariat canadien de consultation scientifique, document de recherche 2010/000:1-43.
- Olesiuk, P.F., S.J. Jeffries, M.M. Lance, A.W. Trites, P.J. Gearin, K. Miller-Saunders, A. Tabata, S.D. Riemer et D.M. Lambourn. 2011. Prey requirements and salmon consumption by Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in southern British Columbia and Washington State, Secrétariat canadien de consultation scientifique, document de recherche 2010/XXX, 104 p., manuscrit inédit.
- Orr, R.T., et T.C. Poulter. 1967. Some observations on reproduction, growth, and social behavior in the Steller sea lion, *Proceedings of the California Academy of Science* 35:193-226.
- Parker, P., J.T. Harvey, J.M. Maniscalco et S. Atkinson. 2008. Pupping-site fidelity among individual Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) at Chiswell Island, Alaska, *Canadian Journal of Zoology* 86:826-833.
- Pascual, M.A., et M.D. Adkinson. 1994. The decline of the Steller sea lion in the northeast Pacific: demography, harvest or environment, *Ecol. Appl.* 4:393-403.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese et F. Torres Jr. 1998. Fishing down marine food webs, *Science* 279:860-863.
- Pêches et Océans Canada. 2011. Plan de gestion de l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*) au Canada [version finale], *Loi sur les espèces en péril*, Série des plans de gestion, Pêches et Océans Canada, Ottawa, viii + 80 p.
- Perez, M.A., W.B. McAlister et E.E. Mooney. 1990. Estimated feeding rate relationship for marine mammals based on captive animal data, National Marine Fisheries Service, *NOAA Technical Memorandum*, NMFS F/NWC-184.
- Perez, M.A. 1994. Calorimetry measurements of energy value of some Alaskan fishes and squids, Dep. Commer des États-Unis, *NOAA Tech. Memo.*, NMFS-AFSC-32, 32 p.
- Phillips, C.D., J.W. Bickham, J.C. Patton et T.S. Gelatt. 2009a. Systematics of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*): subspecies recognition based on concordance of genetics and morphometrics, document hors-série du Museum of Texas Tech University 283:1-15.

- Phillips, C.D., R.G. Trujillo, T.S. Gelatt, M.J. Smolen, C.W. Matson, R.L. Honeycutt, J.C. Patton et J.W. Bickham. 2009b. Assessing substitution patterns, rates and homoplasy at HVRI of Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*, *Molecular Ecology* 18:3379-3393.
- Phillips, C.D., T.S. Gelatt, J.C. Patton et J.W. Bickham. 2011. Phylogeography of Steller sea lions: relationships among climate change, effective population size, and genetic diversity, *Journal of Mammalogy* 92:1091-1104.
- Pike, G.C. 1958. Food of the northern sea lion, Conseil de recherches sur les pêcheries du Canada, rapport d'étape de la Pacific Coast Biological Station 112, 18-20 p.
- Pike, G.C., et B.E. Maxwell. 1958. The abundance and distribution of the northern sea lion (*Eumetopias jubata*) on the coast of British Columbia, *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 15:5-17.
- Pitcher, K.W. 1981. Prey of the Steller sea lion, *Eumetopias jubatus*, in the Gulf of Alaska, *Fishery Bulletin* 79:467-472.
- Pitcher, K.W., et F.H. Fay. 1982. Feeding by Steller sea lions on harbor seals, *The Murrelet* 63:70-71.
- Pitcher, K.W., D.G. Calkins et G. Pendleton. 1998. Reproductive performance of female Steller sea lions: an energetics-based reproductive strategy?, *Canadian Journal of Zoology* 76:2075-2083.
- Pitcher, K.W., P. F. Olesiuk, R. F. Brown, M. Lowry, J. Sease, W. Perryman, C. Stinchcomb et L. Lowry. 2003. Status and trend of the eastern population of Steller sea lions, Marine Sciences in the Northeast Pacific Symposium, 13-17 janvier 2003, Anchorage (Alaska).
- Pitcher, K.W., P.F. Olesiuk, R.F. Brown, M.S. Lowry, S.J. Jeffries, J.L. Sease, W.L. Perryman, C.E. Stinchcomb et L.F. Lowry. 2007. Abundance and distribution of the eastern North Pacific Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) population, *Fishery Bulletin* 105:102-115.
- Porter, B. 1997. Winter ecology of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska, thèse de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), CANADA, 84 p.
- Raum-Suryan, K., et K.W. Pitcher. 2000. Trip report: brand resights of Steller sea lions within Southeast Alaska and northern British Columbia from 19 June - 10 July, 2000, rapport inédit, disponible auprès du Department of Fish and Game de l'Alaska, 333 Raspberry Road, Anchorage (Alaska).
- Raum-Suryan, K.L., K.W. Pitcher, D.G. Calkins, J.L. Sease et T.R. Loughlin. 2002. Dispersal, rookery fidelity, and metapopulation structure of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in an increasing and a decreasing population in Alaska, *Marine Mammal Science* 18:746-764.
- Raum-Suryan, K.L., L.A. Jemison et K.W. Pitcher. 2009. Entanglement of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in marine debris: Identifying causes and finding solutions, *Marine Pollution Bulletin* 58:1487-1495.

- Rehberg, M.J., et J.M. Burns. 2008. Differences in diving and swimming behavior of pup and juvenile Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska, *Canadian Journal of Zoology* 86:539-553.
- Rehberg, M.J., R.D. Andrews, U.G. Swain et D.G. Calkins. 2009. Foraging behavior of adult female Steller sea lions during the breeding season in Southeast Alaska, *Marine Mammal Science* 25:588-604.
- Repenning, C.A. 1976. Adaptive evolution of sea lions and walruses, *Syst. Zool.* 25:375-390.
- Rice, D.W. 1998. Marine mammals of the world: systematics and distribution, publication spéciale de la Society of Marine Mammalogy, 231 p.
- Roffe, T.J., et B.R. Mate. 1984. Abundances and feeding habits of pinnipeds in the Rogue River, Oregon, *J. Wildl. Manage.* 48:1261-1274.
- Rosen, D.A.S., et A.W. Trites. 1999. Metabolic effects of low-energy diet on Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*, *Physiological and Biochemical Zoology* 72:723-731.
- Rosen, D.A.S., et A.W. Trites. 2000a. Assessing the role of nutritional stress in the decline of wild populations: a Steller case of scientific sleuthing, p. 182-186, in C. L. K. Baer (éd.). Proceedings of the Third Comparative Nutrition Society Symposium, n° 3, Pacific Grove, Californie, 4-9 août 2000.
- Rosen, D.A.S., et A.W. Trites. 2000b. Pollock and the decline of Steller sea lions: testing the junk-food hypothesis, *Canadian Journal of Zoology* 78:1243-1258.
- Rosen, D.A.S., et A.W. Trites. 2000c. Digestive efficiency and dry matter digestibility of Steller sea lions fed herring, pollock, squid, and salmon, *Canadian Journal of Zoology* 78:234-239.
- Rosen, D.A.S., et A.W. Trites. 2004. Satiation and compensation for short-term changes in food quality and availability in young Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*), *Canadian Journal of Zoology* 82:1061-1069.
- Rosen, D.A.S. 2009. Steller sea lions *Eumetopias jubatus* and nutritional stress: evidence from captive studies, *Mammal Review* 39:284-306.
- Rowley, J. 1929. Life history of sea lions on the California coast, *Journal of Mammalogy* 10:1-36.
- Sandegren, F.E. 1970. Breeding and maternal behaviour of the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) in Alaska, thèse de maîtrise ès sciences, University of Alaska, Fairbanks (Alaska), ÉTATS-UNIS.
- Sandegren, F.E. 1976. Courtship display, agonistic behavior and social dynamics in the Steller sea lion, *Behaviour* 57:136-158.
- Scammon, C.M. 1874. *The marine mammals of the northwestern coast of North America*, Dover Publ. Edition (1968), New York (New York), 312 p.
- Scheffer, V.B. 1964. Hair patterns in seals (Pinnipedia), *Journal of Morphology* 115:291-304.

- Schusterman, R.J., F. Balliet et S.S. John. 1970. Vocal displays underwater by the grey seal, the harbor seal and the Steller sea lion, *Psychol. Sci.* 18:303-305.
- Sease, J.L., R.F. Brown, V.N. Burkanov, D.G. Calkins, P.F. Olesiuk et A.E. York. 1999. Range-wide survey of Steller sea lions in 1994, NMML, rapport inédit.
- Sease, J.L., et C. Stinchcomb. 2003. 2002 Surveys of Steller Sea Lions in Alaska. Marine Sciences in the Northeast Pacific Symposium, 13-17 janvier 2003, Anchorage (Alaska).
- Shima, M., A.B. Hollowed et G.R. VanBlaricom. 2000. Response of pinniped populations to directed harvest, climate variability, and commercial fishery activity: a comparative analysis, *Reviews in Fisheries Science* 8:89-124.
- Sigler, M.F., L.B. Hulbert, C.R. Lunsford, N.H. Thompson, K. Burek, G. O'Corry-Crowe et A.C. Hirons. 2006. Diet of Pacific sleeper shark, a potential Steller sea lion predator, in the north-east Pacific Ocean, *Journal of Fish Biology* 69:392-405.
- Sinclair, E.H., et T.K. Zeppelin. 2002. Seasonal and spatial differences in diet in the western stock of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*), *Journal of Mammalogy* 83:973-990.
- Smith, T.G., et J.R. Geraci. 1975. The effect of contact and ingestion of crude oil on ringed seals in the Beaufort Sea, *Beaufort Sea Tech. Rep.* No. 5, 66 p.
- Snyder, G.M., K.W. Pitcher, W.L. Perryman et M.S. Lynn. 2001. Counting Steller sea lion pups in Alaska: an evaluation of medium-format, color aerial photography, *Marine Mammal Science* 17:136-146.
- Spalding, D.J. 1964. Comparative feeding habits of the fur seal, sea lion and harbour seal on the British Columbia coast, Fisheries Research Board of Canada Bulletin 146:1-47.
- Springer, A.M., J.A. Estes, G.B. van Vliet, T.M. Williams, D.F. Doak, E.M. Danner, K.A. Forney et B. Pfister. 2003. Sequential megafaunal collapse in the North Pacific Ocean: An ongoing legacy of industrial whaling? Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 100:12223-12228.
- St. Aubin, D.J. 1990. Physiologic and toxic effects on pinnipeds, p. 103-127, in J.R. Geraci et D.J.S. Aubin (éd.), *Sea mammals and oil: confronting the risks*, Academic Press, San Diego (Californie).
- Stewart, B.S., et P.K. Yochem. 1987. Entanglement of pinnipeds in synthetic debris and fishing net and line fragments at San Nicolas and San Miguel Islands, California, 1978-1986, *Marine Pollution Bulletin* 18:336-339.
- Stroud, R.K. 1978. Causes of death and pathological findings in marine mammals along the Oregon coast, thèse de maîtrise ès sciences, Oregon State University, Corvallis (Oregon), 65 p.

- Swain, U., et D.G. Calkins. 1997. Foraging behaviour of juvenile Steller sea lions in the northeastern Gulf of Alaska: diving and foraging trip duration, p. 92-106, Steller sea lion recovery investigations in Alaska, 1995-1996, Department of Fish and Game of Alaska, Division of Wildlife Conservation, 333 Raspberry Road, Anchorage (Alaska), ÉTATS-UNIS, 99518-1599.
- Swain, U.G. 1999. Steller sea lion foraging studies in Southeast Alaska during 1998, présentation au Steller Sea Lion Research Peer Review Feeding Ecology Workshop Seattle, Washington, 11 et 12 février 1999.
- Thorsteinson, F.V., et C.J. Lensink. 1962. Biological observations of Steller sea lions taken during an experimental harvest, *Journal of Wildlife Management* 26:353-359.
- Tollit, D.J., A.D. Schulze, A.W. Trites, P.F. Olesiuk, S.J. Crockford, T.S. Gelatt, R.R. Ream et K.M. Miller. 2009. Development and application of DNA techniques for validating and improving pinniped diet estimates, *Ecol. Appl.* 19:889-905.
- Trillmich, F., et K. Ono (éd.). 1991. Pinnipeds and El Niño: responses to environmental stress, Springer-Verlag, New York, 293 p.
- Trites, A.W., et P.A. Larkin. 1992. The status of Steller sea lion populations and the development of fisheries in the Gulf of Alaska and Aleutian Islands, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, 134 p.
- Trites, A.W., et P.A. Larkin. 1996. Changes in the abundance of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska from 1956 to 1992: How many were there?, *Aquatic Mammals* 22:153-166.
- Trites, A.W. 1997. The role of pinnipeds in the ecosystem, p. 31-39, in G. Stone, J. Goebel et S. Webster (éd.). *Pinniped populations, eastern north Pacific: status, trends and issues*, New England Aquarium, Conservation Department, Boston.
- Trites, A.W., V. Christensen et D. Pauly. 1997. Competition between fisheries and marine mammals for prey and primary production in the Pacific Ocean, *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 22:173-187.
- Trites, A.W., et D. Pauly. 1998. Estimating mean body masses of marine mammals from maximum body lengths, *Canadian Journal of Zoology* 76:886-896.
- Trites, A.W., P. Livingston, M.C. Vasconcellos, S. Mackinson, A.M. Springer et D. Pauly. 1999a. Ecosystem considerations and the limitations of ecosystem models in fisheries management: Insights from the Bering Sea, p. 609-619, proceedings of Ecosystem Considerations in Fisheries Management, 16th Lowell Wakefield Fisheries Symposium and American Fisheries Society joint meeting. Anchorage (Alaska), ÉTATS-UNIS, 30 septembre-3 octobre 1998, College Sea Grant Program.
- Trites, A.W., P.A. Livingston, S. Mackinson, M.C. Vasconcellos, A.M. Springer et D. Pauly. 1999b. Ecosystem change and the decline of marine mammals in the eastern Bering Sea: testing the ecosystem shift and commercial whaling hypotheses, *Fisheries Centre Research Reports*, 7(1), 106 p.

- Trites, A.W., et B.T. Porter. 2002. Attendance patterns of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) and their young during winter, *Journal of Zoology*, Londres, 256:547-556.
- Trites, A.W., et C.P. Donnelly. 2003. The decline of Steller sea lions in Alaska: a review of the nutritional stress hypothesis, *Mammal Review* 33:3-28.
- Trites, A.W., B.P. Porter, V.B. Deecke, A.P. Coombs, M.L. Marcotte et D.A.S. Rosen. 2006. Insights into the timing of weaning and the attendance patterns of lactating Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska during winter, spring, and summer, *Aquatic Mammals* 32:85-97.
- Trites, A.W., D.G. Calkins et A.J. Winship. 2007a. Diets of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Southeast Alaska, 1993-1999, *Fishery Bulletin* 105:234-248.
- Trites, A.W., V.B. Deecke, E.J. Gregor, J.K.B. Ford et P.F. Olesiuk. 2007b. Killer whales, whaling, and sequential megafaunal collapse in the North Pacific: a comparative analysis of the dynamics of marine mammals in Alaska and British Columbia following commercial whaling, *Marine Mammal Science* 23:751-765.
- Trites, A.W., A.J. Miller, H.D.G. Maschner, M.A. Alexander, S.J. Bograd, J.A. Calder, A. Capotondi, K.O. Coyle, E.D. Lorenzo, B.P. Finney, E.J. Gregor, C.E. Grosch, S.R. Hare, G.L. Hunt, J. Jahncke, N.B. Kachel, H.-J. Kim, C. Ladd, N.J. Mantua, C. Marzban, W. Maslowski, R. Mendelssohn, D.J. Neilson, S.R. Okkonen, J.E. Overland, K.L. Reedy-Maschner, T.C. Royer, F.B. Schwing, J.X.L. Wang et A.J. Winship. 2007c. Bottom-up forcing and the decline of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska: assessing the ocean climate hypothesis, *Fisheries Oceanography* 16:46-67.
- Trites, A.W., et D.G. Calkins. 2008. Diets of mature male and female Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) differ and cannot be used as proxies for each other, *Aquatic Mammals* 34:25-34.
- Trites, A.W., et A.P. Coombs. 2010. Summer haulouts are breeding sites: redefining the reproductive strategy of Steller sea lions, Fisheries Centre Working Paper 2010-11, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), CANADA, disponible à l'adresse : ftp://ftp.fisheries.ubc.ca/FCWP/2010/FCWP_2010-11_Tritesandcoombs.pdf (en anglais seulement), 16 p.
- Vania, J.S., et E. Klinkhart. 1967. Sea lions, *Marine mammal report*, vol. VIII, Department of Fish and Game de l'Alaska, Juneau, Federal Aid in Wildlife Restoration Annual Projects Segment Report, 5 p.
- Vania, J.S. 1972. Sea lion pelage study, Department of Fish and Game of Alaska, Federal Aid in Wildlife Restoration Projects W-17-3 et W-17-4, Job 9.1R, Anchorage, 12 p.
- Wada, K. 1998. Steller sea lions: present status of studies of migratory ecology, and conflict between fisheries and conservation in Japan, *Biosphere Conservation* 1:1-6.
- Wilke, F., et K.W. Kenyon. 1952. Notes on the food of fur seal, sea-lion, and harbor porpoise, *Journal of Wildlife Management* 16:396-397.

- Wilson, K., L. Fritz, E. Kunisch, K. Chumbley et D. Johnson. 2012. Effects of research disturbance on the behavior and abundance of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) at two rookeries in Alaska, *Marine Mammal Science* 28:E58-E74.
- Winship, A.J., A.W. Trites et D.G. Calkins. 2001. Growth in body size of the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*), *Journal of Mammalogy* 82:500-519.
- Winship, A.J., A.W. Trites et D.A.S. Rosen. 2002. A bioenergetic model for estimating the food requirements of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska, USA, *Marine Ecology Progress Series* 229:291-312.
- Winship, A.J., et A.W. Trites. 2003. Prey consumption of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) off Alaska: How much prey do they require?, *Fishery Bulletin* 101:147-167.
- Withrow, D.E. 1982. Using aerial surveys, ground truth methodology, and haul out behavior to census Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*, thèse de maîtrise ès sciences, University of Washington, Seattle (État de Washington), ÉTATS-UNIS
- Wolfe, R.J. 1997. The subsistence harvest of harbor seal and sea lion by Alaska natives in 1996, Final report for year five subsistence study and monitor system (no 50ABNF400080), Dept. Fish and Game of Alaska, Division of Subsistence, Juneau (Alaska), document technique n° 241, 69 p.
- Wolfe, R.J., et L.B. Hutchinson-Scarborough. 1999. The subsistence harvest of harbor seals and sea lions by Alaska Natives in 1998, Dept. Fish and Game de l'Alaska, Division of Subsistence, Juneau (Alaska), document technique n° 250.
- York, A.E. 1994. The population dynamics of northern sea lions, 1975-1985, *Marine Mammal Science* 10:38-51.
- York, A.E., J.R. Thomason, E.H. Sinclair et K.A. Hobson. 2008. Stable carbon and nitrogen isotope values in teeth of Steller sea lions: age of weaning and the impact of the 1975-1976 regime shift in the North Pacific Ocean, *Canadian Journal of Zoology* 86:33-44.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

Andrew Trites (Ph. D.) est professeur et directeur de l'Unité des mammifères marins (Marine Mammal Unit) du Centre des pêches (Fisheries Centre) de l'Université de la Colombie-Britannique. Il est aussi directeur de recherche au Consortium de recherche sur les mammifères marins des Universités du Pacifique Nord, associé de recherche à l'aquarium de Vancouver (Vancouver Aquarium), membre du groupe de spécialistes sur les mammifères marins pour le COSEPAC et membre du comité consultatif sur les oiseaux et les mammifères marins de l'Organisation des sciences de la mer pour la Pacifique Nord (PICES). M. Trites étudie les mammifères marins du Pacifique Nord depuis plus de 30 ans. Il effectue des recherches sur des animaux en captivité, des études en milieu naturel et des modélisations pour simulation. De plus, il forme des étudiants des cycles supérieurs et collabore avec des chercheurs spécialisés dans des disciplines comme la nutrition, l'écologie, la physiologie, l'anthropologie et

l'océanographie.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune.

COMMUNICATIONS PERSONNELLES

Peter Olesiuk, Pêches et Océans Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique)

Stephen Raverty, Animal Health Centre, Ministry of Agriculture, Food and Fisheries de
la Colombie-Britannique, Abbotsford (Colombie-Britannique)

Annexe 1. Nombre d'otaries de Steller, les petits exclus, dénombrés dans le cadre de relevés provinciaux réalisés pendant la saison de production, de 1971 à 2010 (données du MPO).

Nom des sites	Type	28 juin au 30 juin 1971	29 juin au 3 juillet 1973	27 juin au 30 juin 1977	28 juin au 1 ^{er} juillet 1982	29 juin au 3 juillet 1987	28 juin au 3 juillet 1992	28 juin au 1 ^{er} juillet 1994	29 juin au 4 juillet 1998
POINTE CARMANAH	EH/EP	0	NR	181	170	146	103	150	255
POINTE PACHENA	EH/EP	0	0	0	0	0	0	0	0
ÎLE WOUWER	EH/EP	0	0	0	0	0	0	0	0
ROCHER MARA	EH/EP	0	(NR)	0	3	0	0	41	87
ROCHERS LONG BEACH	EP	394	265	10	262	231	344	298	535
ROCHERS PEREZ	EP								
POINTE RAPHAEL	EH	0	0	0	0	0	0	58	0
POINTE FERRER	EH								
ÎLES BARRIERS	EP	NR	NR	105	153	149	274	290	843
ÎLOTS O'LEARY	EH/EP	331	NR	200	85	60	81	14	74
ÎLE SOLANDER	EH/EP	0	3	1	0	0	51	419	179
CAP SCOTT	EH	0	(NR)	1	0	1	42	68	0
ÎLE MAGGOT	R	418	416	627	442	550	511	371	245
ÎLE BERESFORD	EP	71	6	24	100	124	164	119	5
ÎLE SARTINE	R	628	616	879	806	600	575	343	262
ÎLE TRIANGLE	R	550	375	570	376	1 057	1 603	1 626	2 540
POINTE ASHBY	EH/EP	NR	82	4	1	210	3	226	225
BUCKLE GROUP	EH/EP?								(NR)
MILLER GROUP	EH/EP								
ROCHERS VIRGIN	EP/R	317	205	62	190	229	157	131	168
ROCHERS PEARL	EP	100	81	276	23	128	126	98	199
ROCHERS GOSLING	EP	106	NR	37	179	135	72	192	133
ÎLE MCINNES	EP	196	NR	45	0	0	109	241	163
ROCHER STEELE	EP	NR	NR	85	150	7	35	137	227
ÎLE ASHDOWN	EH	(NR)	(NR)	0	NR	NR	25	NR	0
ISNOR	EP								0
ÎLE JOSEPH	?								
ROCHERS N DANGER	R	148	347	230	288	339	301	309	583
ÎLE BONILLA	EP	29	158	333	219	19	265	272	303

Nom des sites	Type	28 juin au 30 juin 1971	29 juin au 3 juillet 1973	27 juin au 30 juin 1977	28 juin au 1 ^{er} juillet 1982	29 juin au 3 juillet 1987	28 juin au 3 juillet 1992	28 juin au 1 ^{er} juillet 1994	29 juin au 4 juillet 1998
ROCHERS WARRIOR	EP	?	?	?	?	?	416	2	282
ÎLE CHERNEY	EH/EP								0
ROSE SPIT	EH/EP								0
ÎLE REEF	EP	207	105	88	36	482	489	538	216
SKEDANS	EH	0	(NR)	0	45	0	0	0	0
ROCHERS JOYCE	?								
CAP ST. JAMES	R	631	549	782	698	1 021	867	797	763
PROM. S TASU	EP	76	NR	278	117	263	80	196	285
ÎLOTS MORESBY	EH	(NR)	(NR)	(NR)	(NR)	0	3	115	65
PROM. CONE	EH/EP	(NR)	(NR)	(NR)	(NR)	0	70	21	1
ROCHERS JOSEPH	EP	408	NR	399	366	309	327	397	601
ÎLE LANGARA	EH/EP	6	NR	0	3	3	NR	0	217
ÎLE ANTHONY	EP	?	?	?	?	44	279	617	359
ROCHERS GARCIN	EP/R								0?
Divers	-	1		2	1	2	4	5	3
Animaux comptés	-	4 617	3 208	5 219	4713	6 109	7 376	8 091	9 818
Animaux non comptés (sites)	-	272(3)	831(9)	0(0)	13(1)	13(1)	2(1)	13(1)	0(0)
Total estimatif	-	4 889	4 039	5 219	4 726	6 122	7 378	8 104	9 818

Nom des sites	Type	2 juillet au 6 juillet 2002	1 ^{er} juillet au 3 juillet 2006	1 ^{er} juillet au 9 juillet 2008	26 juin au 3 juillet 2010
POINTE CARMANAH	EH/EP	237	247	162	514
POINTE PACHENA	EH/EP	0	44	53	166
ÎLE WOUWER	EH/EP	31	4	48	89
ROCHER MARA	EH/EP	296	264	376	514
ROCHERS LONG BEACH	EP	714	3 888	295	367
ROCHERS PEREZ	EP	0	353	466	321
POINTE RAPHAEL	EH	0	0	0	0
POINTE FERRER	EH	0	16	2	0
ÎLES BARRIERS	EP	585	542	1 051	1 284
ÎLOTS O'LEARY	EH/EP	2	141	0	0

Nom des sites	Type	2 juillet au 6 juillet 2002	1 ^{er} juillet au 3 juillet 2006	1 ^{er} juillet au 9 juillet 2008	26 juin au 3 juillet 2010
ÎLE SOLANDER	EH/EP	187	876	320	632
CAP SCOTT	EH	0	0	0	0
ÎLE MAGGOT	R	456	590	362	286
ÎLE BERESFORD	EP	147	13	397	153
ÎLE SARTINE	R	268	379	264	231
ÎLE TRIANGLE	R	2 995	3 576	3 645	4 621
POINTE ASHBY	EH/EP	519	786	541	479
BUCKLE GROUP	EH/EP?	47	2	0	461
MILLER GROUP	EH/EP	0	0	151	140
ROCHERS VIRGIN	EP/R	419	516	595	533
ROCHERS PEARL	EP	467	449	247	263
ROCHERS GOSLING	EP	160	257	308	439
ÎLE MCINNES	EP	25	81	236	139
ROCHER STEELE	EP	101	92	194	173
ÎLE ASHDOWN	EH	(NR)	0	0	17
ISNOR	EP	72	29	0	109
ÎLE JOSEPH	?	0	1 003	0	128
ROCHERS N DANGER	R	592	375	652	527
ÎLE BONILLA	EP	215	692	282	508
ROCHERS WARRIOR	EP	588	498	1 114	1 106
ÎLE CHERNEY	EH/EP	19	30	244	508
ROSE SPIT	EH/EP	0	253	132	57
ÎLE REEF	EP	370	0	194	316
SKEDANS	EH	0	0	0	0
ROCHERS JOYCE	?	0	0	23	64
CAP ST. JAMES	R	982	1 094	811	1 077
PROM. S TASU	EP	151	47	98	251
ÎLOTS MORESBY	EH	2	1	0	0
PROM. CONE	EH/EP	131	27	85	97
ROCHERS JOSEPH	EP	696	770	511	339
ÎLE LANGARA	EH/EP	3	484	218	98

Nom des sites	Type	2 juillet au 6 juillet 2002	1 ^{er} juillet au 3 juillet 2006	1 ^{er} juillet au 9 juillet 2008	26 juin au 3 juillet 2010
ÎLE ANTHONY	EP	313	513	473	186
ROCHERS GARCIN	EP/R	329	261	305	565
Divers	-	3	28	49	208
Animaux comptés	-	12 121	15 721	15 061	17 996
Animaux non comptés (sites)	-	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)
Total estimatif	-	12 121	15 721	15 061	17 996

NOTA : Les sites ont été classés comme suit : R – roqueries, EP – échoueries permanentes et EH – échoueries hivernales, bien que, dans certains cas, l'utilisation du site puisse avoir changé au cours de la période. NR indique que le site n'a pas fait l'objet d'un relevé et qu'il abritait probablement des animaux; (NR) signifie que le site n'a pas fait l'objet d'un relevé, mais qu'il n'abritait probablement pas d'animaux selon les relevés précédents et subséquents. « ? » indique que l'existence du site n'était pas connue et que le site pourrait avoir été omis lors des précédents relevés. Le nombre estimatif d'animaux comptés avec, entre parenthèses, le nombre des sites n'ayant pas fait l'objet d'un relevé qui aurait abrité ces animaux sont présentés au bas du tableau.

Annexe 2. Nombre de petits de l'otarie de Steller dénombrés dans le cadre des relevés provinciaux réalisés pendant la saison de reproduction, de 1971 à 2010 (données du MPO).

Nom des sites	28 juin au 30 juin 1971	29 juin au 3 juillet 1973	27 juin au 30 juin 1977	28 juin au 1 ^{er} juillet 1982	29 juin au 3 juillet 1987	28 juin au 3 juillet 1992	28 juin au 1 ^{er} juillet 1994	29 juin au 4 juillet 1998
ÎLE MAGGOT	174	188	147	171	178	107	74	72
ÎLE SARTINE	163	273	309	409	176	253	62	148
ROCHERS VIRGIN	0	0	0	0	2	0	0	0
ÎLE TRIANGLE	181	189	140	185	305	476	630	1 211
ROCHERS N DANGER	86	93	64	74	54	148	84	144
CAP ST. JAMES	337	272	303	404	367	484	333	484
ROCHERS GARCIN								
Divers	0	0	0	2	4	0	3	4
Total pour la Colombie-Britannique	941	1 015	963	1 245	1 084	1 468	1 186	2 073
ÎLE FORRESTER	NR	2 371	NR	2 120	2 073	3 261	2 073	2 364

Nom des sites	2 juillet au 6 juillet 2002	1 ^{er} juillet au 3 juillet 2006	3 juillet au 7 juillet 2008	27 juin au 2 juillet 2010
ÎLE MAGGOT	76	62	36	56
ÎLE SARTINE	146	178	101	104
ROCHERS VIRGIN	1	55	95	154
ÎLE TRIANGLE	2 199	2 674	2 550	3 776
ROCHERS N DANGER	219	403	216	272
CAP ST. JAMES	635	723	900	846
ROCHERS GARCIN			104	217
Divers	6	23	65	60
Total pour la Colombie-Britannique	3 281	4 118	4 067	5 485
ÎLE FORRESTER	3 057	3 429	NR	4 036